Johann
Georg
Goldammer

Feuer in Waldökosystemen der Tropen und Subtropen

Birkhäuser

Inhaltsübersicht

Vorwort V

1. Einführung 1

2. Natürliche und anthropogene Rahmenbedingungen des Auftretens von Feuer 2

2.1 Bioklimatische Rahmenbedingungen 2
2.1.1 Eigenschaften der zonalen Klimaräume 3
2.1.2 Natürliche Vegetationsbrände 6

2.2 Sozioökonomische und kulturelle Rahmenbedingungen der anthropogenen Vegetationsbrände 8
2.2.1 Wanderfeldbau (Shifting Agriculture) 9
2.2.2 Weidewirtschaft 11
2.2.3 Andere forstliche Nebennutzungen 12
2.2.4 Weitere Ursachen der Waldumwandlung 14
2.2.5 "Wildland/Residential Interface" 15
2.2.6 Andere kulturelle und psychosoziale Aspekte 16
2.2.7 Anfänge der Feuernutzung: Eine prähistorische Perspektive 18
2.2.8 Zusammenfassung 19

3. Wechselwirkungen zwischen Feuer und tropischer Vegetation 20

3.1 Tropischer Regenwald 26
3.1.1 Paläoökologie des Regenwaldes: Feuer im heutigen Verbreitungsgebiet des Tiefland-Regenwaldes während des Pleistozän und des Holozän 26
3.1.2 Auswirkungen von extremen Witterungseinflüssen und Klimaoszillationen auf die Brennbarkeit des Regenwaldes 30
3.1.3 Regeneration des Regenwaldes nach Feuer 44
3.1.4 Feuer in der Entwicklung und Diversifizierung des tropischen Regenwaldes 53
3.1.5 Zusammenfassung 58

3.2 Saisonale, nichtimmergrüne Waldformationen 59
3.2.1 Abgrenzung, ökologische Rahmenbedingungen und Verbreitung 59
3.2.2 Die südasiatischen laubabwerfenden Feuerklimax-Waldgesellschaften 61
3.2.3 Degradation durch Feuer und andere wiederkehrende Einflüsse 68
3.2.4 Problemstellungen für die Forstwirtschaft 71
3.2.5 Zusammenfassung 71

3.3 Degradierte Waldgesellschaften: Savannen und Grasländer 72
3.3.1 Feuerregime und Anpassungsformen in den Feuersavannen 73
3.3.2 Wechselwirkungen zwischen Feuer und Wildtieren 77
3.3.3 Einfluß moderner Haustierhaltung auf die Feuersavannen 79
3.3.4 Weitergehender ökologischer Impakt der Savannenbrände 79
3.3.5 Savannisierungsprozesse in südasiatischen Waldbiomen 85
3.3.6 Implikationen auf das Management von Feuersavannen 91
3.3.7 Zusammenfassung 92

3.4 Kiefernwälder der submontanen und montanen Stufe 94
3.4.1 Verbreitungsgebiet und Habitate südasiatischer Kiefern 94
3.4.2 Anpassungen der Kiefern an das Feuer 95
3.4.3 Feuerbedingte Entstehung von Kiefernwaldgesellschaften: Fallbeispiel Luzón, Philippinen 101
3.4.4 Ökologische Problemstellungen in der Kiefernwald-Feuerklimax 105
3.4.5 Herausforderungen an den Waldbau und den Forstschutz 109
3.4.6 Zusammenfassung 112

3.5 Feuer in Plantagenwäldern: Kontrolliertes Brennen zur Stabilisierung der "man-made forests" in den Tropen 113
3.5.1 Charakterisierung des Brennmaterials (forest fuels) der Kiefernaufforstungen 115
3.5.2 Brenntechniken und Verhalten des kontrollierten Feuers 118
3.5.3 Ökologischer Impakt des kontrollierten Brennens 120
3.5.4 Weitergehende Überlegungen zum Einsatz des kontrollierten Feuers in den "man-made forests" 125
3.5.6 Zusammenfassung 126

3.6 Feuer in montanen und montan-borealen Waldökosystemen der angrenzenden außertropischen Regionen 127
3.6.1 Die Hochlagenwälder der Himalayas 127
3.6.2 Die montan-borealen Nadelwälder Nordost-Chinas 130
3.6.3 Die andino-patagonischen *Nothofagus*-Wälder Südargentiniens 139
3.6.4 Zusammenfassung 146

4. Umsetzung in die Praxis: Maßnahmen des Feuer-Managements 147

4. Feuerschutz in Feuerökosystemen: Historische Mißverständnisse aus der europäischen Forstwirtschaft 148
4.1.1 Das Feuer-Schisma in Indien, Burma und Indonesien 149
4.1.2 Die Feuer-Kontroverse Nordamerikas und ihre Weiterentwicklung 152
4.1.3 "Naturgemäßes" Feuer-Management in der Krise: Die Auswirkungen der Yellowstone-Feuer von 1988 157

4.2 Entwicklung von Konzeptionen des Integrierten Feuer-Managements für die Tropen 161
4.2.1 Integriertes Feuer-Management in der Praxis 164
4.2.2 Infrastrukturelle, administrative und politische Rahmenbedingungen für nationale und internationale Entwicklungsvorhaben 169
4.3 Zusammenfassung 173

5. Auswirkungen der Vegetationsbrände auf atmosphärenchemische und klimawirksame Prozesse 174

5.1 Abschätzung der von Feuer betroffenen Landflächen 174
5.1.1 Fernerkundungsverfahren zur Brandflächenbestimmung 176
5.1.2 Potential jährlich brennbarer Wald- und Savannenflächen 178

5.2 Emissionen aus der Biomasseverbrennung in den Tropen 182
5.2.1 Qualität der Emissionen: Spurengase und Rauchpartikel 185
5.2.2 Umfang der Emissionen aus Biomasseverbrennung 190

5.3 Feuerinduzierte Ökosystemprozesse und mögliche Rückkoppelungseffekte 195
5.3.1 Mögliche Klimaveränderungen durch anthropogene Verbrennungsprozesse: Die Rolle des Tropenwaldes und der Tropenwaldverbrennung 195
5.3.2 Tropenwald und Feuerszenarien in einem 2xCO_2-Klima 200

5.4 Die Rolle der Feuer in den Tropen und Subtropen in der Biosphäre - eine Zusammenfassung 206
5.4.1 Neue Wege der Forschung 213

6. Zusammenfassung und Ausblick 214

7. Literatur 219

8. Stichwortregister 247

Vorwort

Um die Rolle des Feuers in der Waldentwicklung der Tropen und Subtropen und als Ökosystemprozeß analysieren zu können, müssen Fragestellungen aus einer Reihe von Wissenschaftszweigen herangezogen werden. In den Naturwissenschaften werden dabei nicht nur die in der Forstwissenschaft angesiedelten Disziplinen fachübergreifend berührt, sondern vor allem auch die Atmosphärenwissenschaft und die Klimatologie. Da der Mensch der Hauptverursacher der Feuer in tropischer Vegetation ist, dürfen sozioökonomische und auch kulturgeschichtliche Ansätze nicht fehlen, um das synergistische Beziehungsgefüge zwischen Feuer und Umwelt zu klären. Die Feuerökologie, die sich mit der Klärung der Auswirkungen und der funktionalen Rolle des Feuers in der Umwelt befaßt, versteht sich deswegen auch nicht als eine "neue Disziplin" innerhalb der klassischen, fragmentierten Fachgebiete der Naturwissenschaften.

Die Expertise des einzelnen Wissenschaftlers ist nur beschränkt in der Lage, eine regionale bzw. globale Feuerökologie der Tropen in der erforderliche Tiefe zu analysieren - nicht nur aus den vorgenannten Gründen, sondern auch aufgrund der Größe des zu untersuchenden Raumes. Ich habe daher in den letzten Jahren versucht, meine Lehrer, Kollegen und die Studenten der Freiburger Forstwissenschaftlichen Fakultät und anderer Universitäten und Forschungseinrichtungen für den multidisziplinären Arbeitsansatz der Feuerökologie zu interessieren und ihre Unterstützung bzw. Mitarbeit zu gewinnen.

Zu besonderem Dank bin ich gegenüber Herrn Prof. Dr. J.P. Vité verpflichtet, dem Direktor des Forstzoologischen Instituts der Universität Freiburg zwischen 1973 und 1991. In diesem Institut, das sich dem Waldschutz in einer großen fachlichen Breite verschrieben hatte, wurde Mitte der 70er Jahre die Feuerökologie angesiedelt und konnte sich von dort aus in angemessener Freiheit entfalten. Unter der Förderung der Universität Freiburg, der Volkswagen-Stiftung und später auch im Rahmen von Programmen der Welternährungs-organisation und der Deutschen Gesellschaft für Technische Zusammenarbeit hat sich die Freiburger Arbeitsgruppe im Wesentlichen auf die Feuerökologie der Tropen konzentrieren können. Seit 1990 hat das Max-Planck-Institut für Chemie, Abteilung Biogeochemie, unter der Leitung von Prof. Dr. M.O. Andreae, die Bildung einer Arbeitsgruppe dieses Institutes ermöglicht, die als interdisziplinäre Forschungseinheit an der Universität Freiburg angesiedelt ist und den Brückenschlag zwischen der terrestrischen Feuerökologie und der Biogeochemie bzw. Atmosphärenchemie ermöglichen soll.

Der Autor ist daher all denjenigen zum Dank verpflichtet, die diese Arbeit im Verlauf der letzten Jahre durch Anregungen, Mithilfe und eigenständige Durchführung von Forschungsvorhaben unterstützt haben, die in die vorliegende Zusammenfassung mit eingeflossen sind. In Brasilien war dies insbesondere Prof. Dr. J.H. Pedrosa-Macedo von der Bundesuniversität von Paraná in Curitiba. Auf den Philippinen wurden die Freilandarbeiten von Herrn S.R. Peñafiel, Ministerium für Umwelt und Natürliche Ressourcen, unterstützt. Mein Dank ist auch an die Kollegen in Indonesien gerichtet, deren Arbeiten über den Feuereinfluß in den Tieflandregenwäldern von Borneo durch die Anleitung von Dr.B.Seibert an der Forstwissenschaftlichen Fakultät der Mulawarman-Universität (Samarinda, Ost-Kalimantan) von den dortigen Forststudenten realisiert wurden. Herr Xueying Di (Forstuniversität Harbin, Heilongjiang, Volksrepublik China) war und ist weiterhin die Stütze der gemeinsamen Arbeiten zur Analyse der Feuerökologie der montan-borealen Koniferenwälder des Daxinganling-Gebirges. Spezielle Untersuchungen über die Altersbestimmung der pleistozänen Feuer im Regenwald von Borneo waren nur durch die aufwendigen ^{14}C- und Thermolumineszenz-Datierungen durch Dr.P.Becker-Heidmann (Isotopendatierungslabor des Instituts für Bodenkunde, Universität Hamburg) und Dr.C.Goedicke (Rathgen Forschungslabor, Stiftung Preußischer Kulturbesitz, Berlin) möglich.

An der Universität Freiburg entstanden eine Reihe von Diplomarbeiten an der Forstwissenschaftlichen Fakultät und anderen Fakultäten, die ausgesuchte Fragestellungen vertieften und deren Ergebnisse in die vorliegende Arbeit eingeflossen sind. Für die Ermöglichung der Durchführung der Arbeiten von F.Mack (am Institut für Meteorologie), M.Grob (Abteilung Luftbildmessung und Fernerkundung am Institut für Forsteinrichtung und Forstliche Betriebswirtschaft) und K.Weiß, M.Imort und W.Ortloff (Forstzoologisches Institut) sei an dieser Stelle gedankt. Eine Ausweitung der feuerökologischen Forschung in die Ur- und

Frühgeschichte erfolgte in fruchtbarer und heiterer Diskussion mit Prof. Dr. W.Schüle, der mit seinen Gedankenexperimenten dazu beitrug, die paläoökologische Perspektive des Phänomens Feuer auf die Kulturgeschichte der Menschheit zu erweitern.

Die Möglichkeit, die terrestrischen Fragestellungen der Feuerökologie mit einer umfassenderen Betrachtung der Rolle des Feuers in der Biosphäre zu verknüpfen, wurde durch den anfänglichen Gedankenaustausch und die daraus entstehende enge wissenschaftliche Zusammenarbeit und institutionelle Zusammenführung mit den Professoren M.O. Andreae und P.J. Crutzen, Max-Planck-Institut für Chemie (Mainz) ermöglicht.

Solange Wissenschaftsgebiete, wie die Tropen(wald)ökologie, noch nicht an unseren Universitäten und Fakultäten institutionell verankert sind, machen es Struktur und Mangel an personellen und finanziellen Voraussetzungen nicht leicht, in einem neu aufzubauenden Arbeitsschwerpunkt nachhaltig zu arbeiten. Um systemimmanente Hindernisse überwinden zu können, sind Kreativität und Flexibilität von beteiligten Wissenschaftlern, Verwaltungen und Geldgebern notwendig. Die Tatsache, daß es dem Autor möglich war, an der Universität Freiburg für einige Jahre kontinuierlich zu arbeiten, ist im Wesentlichen der Förderung durch J.P.Vité zu verdanken, der die Umsetzung der von der Stiftung Volkswagenwerk, der Universität Freiburg und seit 1990 der Max-Planck-Gesellschaft zur Verfügung gestellten Ressourcen am Forstzoologischen Institut ermöglichte.

Gewidmet ist die Arbeit dem Gedenken zweier junger Kollegen und Freunde aus Brasilien und den Philippinen, den Forstingenieuren Odilon Rodriguez Nolf und Victor Laway, die beide auf tragische Weise während der Arbeiten in beiden Ländern verstarben.

Freiburg, im September 1992 Johann Georg Goldammer

Dem Birkhäuser-Verlag, und dabei vor allem den Lektoren für Biologie,Herrn Dr. A. Bally und Frau Dr. P. Gerlach, sei für die Unterstützung des Buchprojektes gedankt. Dank für die hilfreiche Mitarbeit bei der Vorbereitung der Druckvorlage geht an die derzeitigen und ehemaligen Mitarbeiterinnen, Mitarbeiter und Studenten des Forstzoologischen Instituts der Universität Freiburg, Frau D. Spitzer, Herrn K. Kiesel, Herrn K.F. Weiß, Herrn W. Ortloff, und an Frau G. Feyerherd vom Max-Planck-Institut für Chemie, Mainz.

1. Einführung

Seit Beginn der 70er Jahre hat sich die Feuerökologie (***fire ecology***) als neuer Schwerpunkt innerhalb der Ökologie herausgebildet, der sich mit der Funktion und den Auswirkungen des Feuers in der Umwelt befaßt. Die wesentlichen Gedankenanstöße hierzu kamen aus Nordamerika, wo der Einfluss natürlicher und anthropogener Feuer auf den Wald und die übrige Landschaft frühzeitig erkannt wurde und die feuerökologische Forschung auf den Weg brachte (Tall Timbers Fire Ecology Conferences 1962-76). Die Erkenntnisse aus der in Nordamerika und insbesondere dann auch in Australien und Südafrika betriebenen Forschung hat zu einer Neuorientierung des Naturschutzes, der Waldwirtschaft und der Bewirtschaftung und Behandlung der übrigen Landschaftsressourcen in diesen Ländern geführt.

Der Umfang der Kenntnis über die Rolle des Feuers aus evolutionärer (prähistorischer), historischer und moderner Perspektive ist ungleich verteilt. So ist der Stand des Wissens über die Rolle des Feuers in Ökosystemen der gemäßigten Zone hoch. Dies manifestiert sich beispielsweise in einer Reihe von Monographien und Zusammenfassungen über die Feuerökologie der gemäßigten Zone (Kozlowski und Ahlgren 1974; Wright und Bailey 1982; USDA Forest Service 1981), der besonderen Verhältnisse Australiens, des am stärksten von Feuer beeinflussten Kontinents (Gill *et al*. 1981). Die Rolle des Feuers in der borealen Zone Nordamerikas und Skandinaviens wurde von Wein und McLean (1983) zusammengefasst. Auch die Rolle des Feuers in den Verbreitungsgebieten mediterraner Vegetation des Mittelmeerraumes, Nordamerikas und des südlichen Afrikas ist umfassend beschrieben (u.a. USDA Forest Service 1977; Booysen und Tainton 1984; Goldammer und Jenkins 1990). Die anwendungsbezogenen Aspekte der Feuerforschung, die sich im Feuer-Management niederschlagen, stammen im Wesentlichen aus der gemäßigten Zone (zusammenfassend in Chandler *et al*. 1983; Pyne 1984), ebeno die kulturhistorische Aufarbeitung der Feuernutzung durch den Menschen (Pyne 1982, 1991).

Der Raum auf der Erde, in dem der Wald und die übrige Vegetation dem Feuer heute am stärksten ausgesetzt ist, liegt zwischen den Wendekreisen und den sich daran anschließenden Subtropen und den Regionen der gemäßigten und borealen Zone, die die gleichen sozio-kulturellen und sozioökonomischen Strukturen wie in den Tropen aufweisen. Über die Auswirkungen des Feuers auf die Vegetation der Tropen und Subtropen liegen eine große Zahl von Einzeluntersuchungen aus der Zeit zwischen dem Ende des letzten Jahrhunderts bis Heute vor. Sie bezeugen das Interesse an dem wohl wichtigsten natürlichen und zunehmend auch vom Menschen eingebrachten Störfaktor in dieser Vegetationszone der Erde, insbesondere in Zusammenhang mit der in den Tropen und Subtropen bis heute praktizierten Brandwirtschaft (vgl. Bartlett 1955, 1957, 1961).

Seit etwa Ende der 80er Jahre wird den Vegetationsbränden in den Tropen größere Aufmerksamkeit entgegengebracht. Eine erste systematische Beschreibung des komplexen Feuergeschehens in den Tropen und ihres ökologischen Impakts erfolgte in einem multidisziplinären Ansatz (Goldammer 1990b). Das steigende Interesse an einem besseren Verständnis der Rolle der Biomasseverbrennung auf biogeochemische und atmosphärenchemische Prozesse berücksichtigt besonders auch die Feuer im Tropenraum; eine große Reihe von Untersuchungen hierzu sind bei Levine (1991) erschienen und auch in einer ersten globalen Betrachtung der Rolle des Feuers in der Umwelt zusammengefasst (Crutzen und Goldammer 1992; s.a. Crutzen und Andreae 1990; Andreae und Goldammer 1992).

Die Bevölkerungszunahme und die damit verbundene Inanspruchnahme von Vegetationsressourcen in den Entwicklungsländern, die im Wesentlichen zwischen den Wendekreisen liegen, bringen derzeit eine Eskalation der Feueranwendung mit sich, die wohl auch in absehbarer Zukunft anhalten wird. Die Erlangung eines besseren Verständnisses des Ursachenkomplexes, der ökologischen Auswirkungen der Feueranwendung und der möglichen Maßnahmen der Stabilisierung bzw. Gegensteuerung waren Anlass zur Vorlage dieser Monographie. Sie stellt eine zusammenfassende Bearbeitung über das Feuer in den Ökosystemen der Tropen dar, die in erster Linie aus dem Blickwinkel der Forstwissenschaft erfolgt. Um die feuerinduzierten Prozesse in den Tropen und Subtropen verstehen zu können, ist es allerdings notwendig, einen großen zeitlichen und biogeographischen Bogen zu spannen. Nach einer Beschreibung

der bioklimatischen und anthropogenen Rahmenbedingungen des Feuergeschehens in den Tropen und Subtropen wird eine ökologische Systematik der Feuerregime aufgestellt. Nach dieser Systematik wird die Feuerökologie der wichtigsten tropischen Waldformationen und Savannen der immerfeuchten und wechselfeuchten Tropen beschrieben. Angeschlossen an diese Betrachtung wird ein Abschnitt über die Auswirkungen von Feuer in den subtropischen Plantagenwäldern (Exoten-Aufforstungen). Weiterhin folgen Exkurse in ausgesuchte Wald- und Graslandgesellschaften Asiens und des südlichen Südamerikas, die sich an den Gürtel der Subtropen anschließen, die Himalajas, die nördlichen Wälder Chinas und die andino-patagonischen Waldgesellschaften Südamerikas, die zwar nicht dem klimatischen, aber dem sozio-kulturellen Einfluß der Tropen unterliegen. Einer Retrospektive über die Entwicklung des Waldbrandschutzes in Feuerökosystemen folgen Vorstellungen zum Integrierten Feuer-Management in tropischen Waldformationen.

Die Beschreibung der über den Standort hinausgehenden Auswirkungen des Feuers zeigen, daß die Wald- und Savannenbrände in den Tropen und Subtropen erhebliche Auswirkungen auf Ökosystemprozesse regionalen und globalen Charakters haben.

Aufgrund des Umfanges der für diese Synopse verwendeten Untersuchungen und Informationen schien es sinnvoll, die wichtigsten Abschnitte jeweils zusammenzufassen.

2. Natürliche und anthropogene Rahmenbedingungen des Auftretens von Feuer

2.1 Bioklimatische Rahmenbedingungen

Die bioklimatischen und anthropogenen Rahmenbedingungen sind die entscheidenden Faktoren, die die Feuerökologie der Tropen bestimmen. Trotz der pan-tropischen Konzeption dieser Synopse bezieht sich einerseits der Großteil der Fallbeispiele aufgrund der eigenen Arbeiten auf das tropische Asien. Andererseits scheint es notwendig, die geographisch, phytogeograpisch oder klimatisch definierten Grenzen der Tropen zu überschreiten. Eine Einengung auf die geographischen Grenzen der Tropen (Wendekreise), den Wärmefaktor (20◦C-Jahresisotherme oder 18◦C-Isotherme des kältesten Monats) oder die Klimaperiodizität (besonders die thermische Jahres- und Tagesperiodizität) (s.a. Lamprecht 1986; Köppen 1923; Troll 1961) ist nicht sinnvoll. So müssten dadurch beispielsweise innertropische Hochgebirgslagen ausgeklammert werden (Lamprecht 1986), ebenso benachbarte Regionen mit ähnlichen Vegetationsgesellschaften und Landnutzungsformen. Auf dem indischen Subkontinent wirken sich beispielsweise die jahreszeitliche Verschiebung der innertropischen Konvergenzzone und das Relief des Himalajas und des Tibet-Plateaus derart aus, dass der Einflussbereich des tropischen Klimas bis weit in außertropische Regionen/Länder spürbar ist (Pakistan, Nordindien, Nepal, Bhutan).

Hinzu kommt, dass die demographischen, sozio-ökonomischen und kulturellen Rahmenbedingungen in den unmittelbar an die Tropen angrenzenden Regionen einen ähnlichen Einfluss auf den Waldzustand bzw. die Waldentwicklung haben, wie dies innerhalb der Tropen der Fall ist. Damit sind die Verhältnisse derjenigen Regionen benachbarter Entwicklungs- und Schwellenländer angesprochen, deren Verständnis für die gesamte Thematik von Bedeutung ist.

2.1.1 Eigenschaften der zonalen Klimaräume

Die zonalen Klimaräume und die zugeordneten zonalen Vegetationstypen sind aufgrund der Verteilung und der Orographie der Landmassen unregelmäßig ausgeformt. Von den von Walter *et al*. (1975) und Walter (1977) definierten Klimazonen sind bei der vorliegenden Betrachtung vor allem das Zonobiom I (Äquatoriales Zonobiom mit Tageszeitenklima) und das Zonobiom II (tropisches Zonobiom mit Sommerregen) und ihre Übergangsformen (Zono-Ökotone) von Interesse (s.a. Walter und Breckle 1984). Die Klimazonen, mit deren Wald-und anderen Vegetationsformen sich die vorliegende Arbeit befaßt,

werden an dieser Stelle zusammenfassend charakterisiert.

Zonobiom I

Die Vegetation des perhumiden Zonobioms I (äquatoriales Tageszeitenklima) ist durch den immergrünen tropischen Regenwald gekennzeichnet. Das Auftreten von Vegetationsbränden oder die Bildung von Feuerökosystemen ist vom Auftreten periodischer oder anomaler Trockenzeiten abhängig. Folgende Überlegungen lassen eine Beziehung zwischen Feuer und den Vegetationsgesellschaften des äquatorialen Zonobioms herstellen:

- Die bisherigen Vorstellungen über die unveränderte Form des tropischen Regenwaldes seit dem Tertiär müssen revidiert werden. Nach dem bisherigen Kenntnisstand ist anzunehmen, dass in der Periode von 20.000 bis 10.000 Jahren vor Heute ausgeprägte Trockenzeiten das äquatoriale Klima zwischen 10°N und 10°S bestimmt haben. Erst zwischen 14.000 bis 1700 vor Heute glichen sich die Vegetationsverhältnisse in den Tropen den heutigen allmählich an. Wenn sich der tropische Regenwald in seiner heutigen Verbreitung erst in den letzten 10.000 bis 7000 Jahren ausgedehnt hat, dann ist anzunehmen, dass der potentielle Einfluss des Feuers unter den zuvor arideren Bedingungen einen Einfluss auf die Dynamik der Vegetationsentwicklung gehabt haben und eventuell auch nachvollziehbar sein muss.

- Periodische, großräumige Trocknis-Ereignisse können in vegetationsgeschichtlichen Zeiträumen die Voraussetzungen für eine periodische Brennbarkeit der Vegetation geschaffen haben. Das zyklische Auftreten des pazifischen "El Niño" mit seinem Einfluß auf die Ausprägung und Dauer der Trokenzeiten im West-Pazifik und im insularen Südostasien (El Niño - Southern Oscillation) haben in jüngerer Zeit gezeigt, dass selbst tropische Sumpf- und Torfmoorwälder in einen Zustand der Brennbarkeit versetzt werden können.

- Auch innerhalb des perhumiden äquatorialen Zonobioms lassen sich "Subzonobiome" abgrenzen, die durch eine oder zwei kürzere Trockenzeiten charakterisiert sind (Whitmore 1975; Walter und Breckle 1984).

- Die Auswirkungen der Umwandlung des tropischen Regenwaldes in den letzten Jahrzehnten lassen bereits jetzt einen Rückkoppelungseffekt erwarten (Abschn. 5.3). Es ist mittlerweile bekannt, daß ein Großteil des Niederschlagsaufkommens über dem tropischen Regenwald *in situ* entsteht. So stammen nach den Untersuchungen von Salati *et al*. (1978) 48% der Niederschläge im Amazonasbecken zwischen Belém und Manaus aus der Evapotranspiration des dortigen Waldes. Schubart (1982) ermittelte sogar lokale Werte um 80%. Der Umfang und die Auswirkungen der Rodung und Waldverbrennung innerhalb der großen Regenwaldgebiete der Neotropis und der Paläotropis müssen daher auch einen Einfluss auf das lokale und regionale Niederschlagsregime haben und insgesamt zu trockeneren Verhältnissen führen (vgl. Salati 1987).

Zono-Ökoton I/II

Die Übergangszone zwischen dem äquatorialen Tageszeitenklima und dem humido-ariden tropischen Sommerregengebiet des Zonobioms II (nach der Walter'schen Nomenklatur als Zono-Ökoton I/II) bezeichnet) weist in zunehmender Entfernung vom Äquator auch ausgeprägte Trockenzeiten auf. Die in Äquatornähe auftretende kleine Trockenzeit im Sommer verschwindet allmählich zwischen dem 10. und 15. nördlichen Breitengrad. Mit zunehmendem nördlichen Abstand vom Äquator tritt hingegen in den Wintermonaten eine ausgeprägte Trockenzeit auf. Südlich des Äquators findet sie während des "Nordsommers" statt.

Mit der zunehmenden längeren Trockenzeit ist ein Übergang vom immergrünen Feuchtwald in den regengrünen Feuchtwald zu beobachten, der in seinem Verbreitungsareal von etwa 250×10^6 ha eine

Fülle von verschiedenen Ausformungen erreicht, die sich sehr wesentlich nach der Dauer der Trockenzeit (2-5 Monate) richten. Nach Lamprecht (1986) sind dies geschlossene, hochstämmige Waldtypen, die während der Trockenzeit in der Oberschicht teilweise, gewöhnlich jedoch überwiegend bis vollständig laubabwerfend sind; in den unteren Schichten ist der Laubabwurf weniger ausgeprägt. Der Laubfall während der Trockenzeit führt zur Bildung einer leicht entzündlichen Bodenauflage mit trockenen Blättern, in der sich ein Bodenfeuer leicht aufbauen und ausbreiten kann.

Zonobiom II

Das tropische Sommerregengebiet des Zonobioms II ist durch ein humido-arides Klima jahreszeitlicher Periodizität mit einer ausgeprägten Regenzeit während der heißen Sommermonate und einer extremen Dürre im kühleren Winterhalbjahr gekennzeichnet. Gegliedert wird das Zonobiom in ein feuchteres und in ein trockeneres Subzonobiom. Dabei ist nicht nur die Länge der Regenzeit entscheidend, sondern auch die Höhe der Jahresniederschläge, da hohe Niederschläge auch eine kurze Trockenzeit kompensieren können. Im feuchteren (humiden) Subzonobiom ist die jährliche potentielle Evapotranspiration geringer als der Jahresniederschlag; im trockeneren Subzonobiom ist dies umgekehrt, so daß das Klima hier hydrologisch arid ist.

Die zonale Vegetation des Zonobioms II ist durch regengrüne Trockenwälder (laubabwerfende Baumarten) und verschiedene Ausformungen von Savannen charakterisiert. Eine große Reihe von Übergangsformen macht hierbei die Unterscheidung zwischen Wald und Nicht-Wald besonders schwierig (Hegner 1979). Der physiologisch bedingte Laubabwurf der Holzgewächse während der Trockenzeit bzw. das Dürrwerden der Gras- und Krautschicht in den Savannen und Grasländern schafft die Voraussetzungen für das Auftreten und die Ausbreitung des Feuers. Auf der gesamten Fläche der tropischen Trockenwälder (etwa $500x10^6$ ha) und der Savannen (etwa $2500x10^6$ ha) spielt daher der Einfluss des Feuers in der Dynamik und Degradation der Vegetation eine zentrale Rolle; im Einzelnen wird darauf später eingegangen (Abschn. 3.2-3.4).

Zono-Ökoton II/III

Der Übergang vom humido-ariden zum ariden Klima geht einher mit der Verkürzung der Sommerregenzeit und der Abnahme des Jahresniederschlages bis auf etwa 200 bis 100 mm. Mit zunehmender Trocknis findet ein gradueller Übergang von geschlossenem oder offenem laubabwerfenden Wald in die Baumsavanne statt, im weiteren Verlauf in die Strauch- und Buschsavanne. Bei weiterer Abnahme der Niederschläge bildet sich Grasland.

Eine kontinuierliche und periodisch austrocknende Auflage brennbarer Bodenvegetation schafft in diesen offenen Waldformationen und Savannen besonders günstige Voraussetzungen für die großflächige Ausbreitung des Feuers. Erst bei weiter zunehmender Aridität und der Vereinzelung der Vegetation, wie etwa weitständige Horstgräser, wird die Kontinuität der potentiell brennbaren Streuauflage unterbrochen; damit tritt dann auch die Bedeutung bzw. Häufigkeit des Feuers zurück.

Zonobiom III

Das aride Zonobiom der subtropischen Wüsten spielt hinsichtlich des Auftretens von Feuer eine untergeordnete Rolle. Aufgrund der Abnahme des zur Verfügung stehenden Wassers steht die Vegetation, die die Dürrezeiten überdauert (Xerophyten, Sukkulenten, Halophyten) im allgemeinen weitständig und läßt daher die Ausbreitung des Feuers nicht zu. Lediglich nach einem Niederschlagsereignis kann es zum Blühen von Ephemeren und Ephemeroiden (Geophyten) kommen, die ein Flächenfeuer zu tragen vermögen.

2.1.2 Natürliche Vegetationsbrände

Unter den natürlichen Ursachen für die Entstehung von Wald- und anderen Vegetationsbränden waren und sind die Blitzschlagfeuer von größter Bedeutung. Die übrigen natürlichen Feuerquellen seien daher nur am Rande erwähnt. Unter ihnen spielt heute gelegentlich der aktive Vulkanismus eine Rolle, der durch Eruption oder Lavaströme die Vegetation in Brand setzen kann. Aus der vulkanisch aktiven Region Indonesiens liegt hierzu ein Bericht von Swart (1939) vor; dort brannte zuletzt im Jahr 1991 in Sulawesi die Hälfte eines 8000 ha großen Nationalparks aufgrund vulkanischer Entzündung ab. Vogl (1969) berichtet über derartige, wenn auch seltene, Ereignisse auf Hawaii. In Japan entstanden 1991 eine Reihe von Waldbränden durch die Eruptionen des Vulkans Unzendake.[1] Indirekt können stärkere Vulkanausbrüche die Gewitterbildung und damit auch Blitzschlagfeuer induzieren. Die durch Vulkaneruptionen in höhere Luftschichten eingetragenen Staub- und Aschepartikel stellen Kondensationskerne dar, die zur Wolken- und Regenbildung führen, bei der auch Gewittertätigkeit beobachtet wurde.[2]

Eine Selbstentzündung (spontane Entzündung) von Vegetation kann in starken organischen Auflagen dann entstehen, wenn die durch Bakterienzersetzung entstandene Wärme nicht an die Umgebung abgegeben werden kann (Wärmestau). Komarek (1973) führt die Waldbrände in früheren erdgeschichtlichen Zeiten, wie bereits im Karbon, unter anderem auf Selbstentzündung zurück. Selbstentzündung wird auch heute noch von Braunkohlelagerstätten berichtet (Rempe und Rodewald 1985).

Eine weitere natürliche Feuerquelle ist die Funkenbildung bei Steinschlägen. Von derart entstandenen Bränden wurde dem Autor an verschiedenen Stellen im südlichen Afrika berichtet. Stein- und Felsschläge in Südafrika werden nach Beobachtungen von Edwards (1984) durch Hangrutschungen und leichte Erdstöße erzeugt, ebenso aber auch durch Tiere (u.a. Affen), die einen Felsschlag auslösen können. Immerhin entstanden etwa ein Viertel der Naturbrände in der Cedarberg-Region (Südafrika) zwischen 1958 und 1974 durch Steinschlag (Andrag 1977; in Edwards 1984). Ähnliche Berichte liegen aus den submontanen Kiefernwäldern des indischen Himalayas vor (Henniker-Gotley 1936).

Die Voraussetzungen für die Entstehung und Ausbreitung dieser Feuer ist das Vorhandensein besonders leicht entzündlicher Bodenvegetation (***flash fuels***), wie sie etwa in den Grasländern Afrikas anzutreffen sind.

Die von brennenden Kohleflözen ausgehenden Feuer im tropischen Regenwald, wie sie für Borneo beschrieben wurden (Goldammer und Seibert 1989), stellen eine wenig verbreitete Variante natürlicher Feuerquellen dar (Abschn. 3.1.1).

Der Blitzschlag ist heute unverändert die wichtigste natürliche Feuerquelle. Es ist davon auszugehen, daß Blitzschläge bereits in erdgeschichtlichen Zeiträumen verantwortlich für die Waldbrände waren, deren Spuren sich heute noch finden lassen. In nahezu allen Kohlelagerstätten aus der Zeit zwischen dem Paläözoikum und dem Tertiär läßt sich fossile Holzkohle (Fusinit, ***fusain***) finden, die in den Flözen eingebettet ist (Mägdefrau 1953; Komarek 1973). Besonders während des Paläozoikums (Karbon) hinterließen die Waldbrände große Mengen an Holzkohle, die in den heutigen Steinkohleflözen als Einschlüsse, oder in Extremfällen sogar als nahezu reine Holzkohleschichten zu finden sind, wie etwa die über 5.000 km^2 großen Holzkohleflöze von Pittsburg (Francis 1961).[3]

---

[1] Über die Rolle des Vulkanismus bei Entstehung von Waldbränden in der Andenregion s. Abschnitt 3.6.3.

[2] In vielen älteren Beschreibungen und Gemälden von Vulkanausbrüchen sind Gewitter oder Blitzschläge um den Vulkan oder die Eruptionswolken herum dargestellt worden (s.a. Wilcoxson 1966).

[3] Eine ausführliche Auseinandersetzung mit den prä-pleistozänen Feuern und der Paläoökologie des Feuers insgesamt wird auf die derzeit im Druck befindlichen Ausführungen von Clark und Robinson (1992) verwiesen. Darin wird auch die Bedeutung der prähistorischen Feuer in der Atmosphärenchemie diskutiert, insbesondere auch die

Die Bildung dieser Holzkohleeinschlüsse lässt sich unter den heutigen tropischen und subtropischen Vegetationsbedingungen durchaus nachvollziehen. Komarek (1973) berichtet von Bränden in den Zypressen-Sumpfwäldern (*Taxodium distichum*) und Marschen des subtropischen Südostens der USA. Derartige Sumpf- und Sumpfwaldbrände treten auch in den Feuchttropen auf (ausführlich in Abschn. 3.1). Unter natürlichen Bedingungen entstehen sie durch Blitzschlag dann, wenn nach längeren außergewöhnlichen Trockenperioden der Wasserstand eines Sumpfgebietes fällt und der obere Teil der organischen Auflage austrocknet und brennbar wird. Die in den organischen Auflagen brennenden Feuer bzw. Schwelbrände dringen in die ausgetrockneten organischen Auflagen ein und wirken sich besonders im Wurzelraum aus. Dadurch werden die Bäume des Sumpfwaldes zu Fall gebracht. Das stärkere Brennmaterial, insbesondere die Baumstämme, werden selten ganz vom Feuer verzehrt, sondern nur verkohlt. Beim erneuten Ansteigen des Wasserspiegels werden die Holzkohlereste in die organische Sumpfschicht eingebettet bzw. die Baumstämme versinken im Sumpf.

Die Hinweise auf natürliche Waldbrände und ihre fossile Dokumentation setzt sich im Mesozoikum fort, deren Nachweis von Harris (1958) ausführlich beschrieben ist. Die Waldbrandspuren des Tertiär lassen sich durch die Fusinit-Vorkommen heute weltweit in Braunkohlelagerstätten auffinden (Kemp 1981).

Spuren von Blitzschlag und Blitzschlagfeuern während des Tertiär und des Quartär sind durch Blitzschlagrinnen in fossilen Baumstämmen nachweisbar. Komarek (1972) berichtet von einer fossilen Zypresse (*Taxodium* spp.) aus dem Miozän, die eine typische Blitzschlagrinne aufwies. Der Nachweis von Waldbränden bzw. Feuerwunden kann auch an traumatischer Jahrringbildung fossilen Holzes erbracht werden. Für das nördliche Afrika (heutiges Äthiopien und Libyen) wurden mit dieser Methode Waldbrände für die Zeit von 0,1 bis 3,1 Millionen Jahren nachgewiesen (Dechamps 1984). Blitzeinschläge in den Boden lassen sich für jüngere geologische Zeiträume besonders gut in Sandböden rekonstruieren, in denen sich durch Verschmelzung und Erhärtung anorganischer Bestandteile Blitzröhren (Fulgurite) bilden. Für den Nachweis von Blitzeinschlägen in tropischen und subtropischen Savannen und Wüsten sind diese Blitzkanäle hilfreich (Glover 1975, 1978).

Die heutige globale Verteilung der Blitzschlagaktivitäten zeigt die größte Dichte in den Tropen. Neuere Untersuchungen der Blitzschlagaktivitäten durch satellitengestützte (optische) Erdbeobachtungssysteme (**Defense Meteorological Satellite Program, DMSP**) von Turman und Edgar (1982) und Orville und Henderson (1986) konkretisieren ältere Angaben der World Meteorological Organization (WMO 1956). Danach liegen die Schwerpunkte der Gewitterhäufigkeit in den Regenwald- und Trockenwaldgebieten und Savannen der Paläotropis und der Neotropis. Die Gewitterdichte in den Tropen unterliegt dabei zyklischen und jahreszeitlichen Schwankungen. So verlagern sich die Gewitteraktivitäten synchron mit den Nord-Süd-Bewegungen der Innertropischen Konvergenzzone (ITZ). Sie zeigen zu Jahresbeginn (Januar) den Schwerpunkt der Gewitteraktivitäten südlich des Äquators (bis zum Kap); zu dieser Zeit treten praktisch keinerlei Gewitter nördlich des Äquators auf. In der Jahresmitte (Juni) liegt der Schwerpunkt der Gewitteraktivitäten nördlich des Äquators, im April und Oktober in der Äquatorregion.

Mit zunehmendem Abstand vom Äquator verlängern sich die Trockenzeiten (s. Abschn. 2.1) und damit auch die Häufigkeit der Blitzschlagfeuer. Da am Ende der Trockenzeit häufig zunächst Trockengewitter auftreten, liegen zu diesem Zeitpunkt besonders günstige Bedingungen für Vegetationsbrände vor. In den Savannen und den laubabwerfenden Waldgesellschaften ist die Grasschicht (einjährige Gräser) ausgetrocknet und ebenso wie die Streuschicht (Blattstreu) im Zustand der höchsten Brennbarkeit. Bisweilen sind die ersten Begleitniederschläge auch nur vereinzelt und nicht sehr ergiebig, so dass vertikale Blitzentladungen mit hoher Wahrscheinlichkeit zu einem Feuer führen. Beschreibungen der natürlichen Savannenbrände liegen insbesondere bei Philipps (1930), Komarek (1972) und Edwards (1984) vor.

Mit zunehmender Äquatornähe (perhumides Tageszeitenklima des Zonobioms I) und insbesondere im

---

prähistorischen O_2-Verhältnisse der Atmosphäre.

immergrünen Regenwald wird dem Blitzschlag in erster Linie eine Funktion in der Bestandesdynamik (Schaffung von Blitzschlaglöchern → ***gap dynamics***) zugeschrieben (siehe vor allem Brünig 1964; Brünig und Huang 1989). Berichte von Blitzschlagfeuern, wie etwa von Anderson (1966) oder Weidelt und Banaag (1982), sind selten, so dass dem Blitzschlagfeuer insgesamt auch keinerlei Bedeutung zugemessen wird (Komarek 1968; Richards 1976; Whitmore 1985). Im wesentlichen wird dies auf die fehlenden organischen Bodenauflagen bzw. fehlende Bodenvegetation zurückgeführt, die eine Entstehung und Ausbreitung eines Bodenfeuers nicht zulassen. Edaphische Varianten des tropischen Regenwaldes, wie etwa die Heidewälder (auf Podsol) oder Regenwaldgesellschaften auf Kalkböden ermöglichen die Bildung solcher organischen Auflagen und damit auch die Feuerausbreitung (s.a. Mueller-Dombois 1981).

2.2 Sozioökonomische und kulturelle Rahmenbedingungen der anthropogenen Vegetationsbrände

Die von Bartlett (1955, 1957, 1961) vorgelegte dreibändige Bibliographie "Fire in relation to primitive agriculture and grazing in the tropics" stellt erstmalig umfassendes Quellenmaterial über die Anwendung des Feuers in der Landnutzung der Tropen zusammen. Diese werden durch Untersuchungen über Afrika (Philipps 1965, 1968a, 1968b, 1974) und über die tropischen Tiefländer der Amerikas (Budowski 1966) ergänzt. Die räumlichen und saisonalen Aspekte der Feueranwendung in den Tropen sind von Batchelder (1967) kartographisch zusammengestellt. Im Nachfolgenden werden die kausalen Vernetzungen zwischen der Nutzung des Feuers im Agrarsektor und ihr Übergreifen auf die Waldvegetation in Anlehnung an Goldammer (1988b) zusammengefasst.

2.2.1 Wanderfeldbau (Shifting Agriculture)

Der Begriff ***shifting agriculture*** (SHAG) oder auch ***shifting cultivation*** steht für eine Reihe verschiedener Grundformen des Wanderfeldbaues. Nach der Definition der FAO (1982) sind dies landwirtschaftliche Systeme mit einer relativ kurzen Periode kontinuierlicher Kultivierung, gefolgt von einer relativ langen Periode der Brache (***fallow***). Hierunter fallen die Systeme, in denen die Periode der Brache mindestens doppelt so lang ist, wie die Periode der Nutzung. Landwirtschaftliche Systeme mit kürzerer Periode (semi-permanente oder stationäre Kulturen) sind hingegen unter dem Begriff der reinen landwirtschaftlichen Nutzung einzuordnen (FAO 1985; Lanly 1985).

Der Wanderfeldbau ist eine Form der Waldnutzung für den landwirtschaftlichen Zwischenbau, mit der das Verbrennen der Waldvegetation untrennbar verbunden ist. Neben den vielen lokalen Bezeichnungen für den Wanderfeldbau (z.B. **swidden cultivation, jhum, kaingin, chena, podu, milpa, roza y tumba, conuco**) wird der Begriff ***slash-and-burn*** synonym verwendet (s.a. Watters 1960, 1971; Spencer 1965; Ruthenberg 1980; FAO 1984a; Savage *et al*. 1982; Lamprecht 1986; Peters und Neuenschwander 1988). Dabei werden die Holzgewächse des Primär- und Sekundärwaldes meist zu Beginn der niederschlagsarmen oder Trockenzeit gefällt und am Ende der Trockenzeit flächenweise oder auch auf Haufen verbrannt.

Die Auswirkungen des frühen Brandfeldbaues in den Tropen wurden als punktförmig und daher unbedeutend gewertet (Lamprecht 1961; Jordan 1985); dies gilt auch heute noch für dünn besiedelte Regenwaldgebiete wie beispielsweise in Zaire (Myers 1980b).[4]

[4] Die Wurzeln der Brandwirtschaft reichen nicht nur in den Tropen weit zurück, sondern wurden auch in vielen Ländern Europas angetroffen (Goldammer 1978). Die Vorbereitung des Waldbodens zur landwirtschaftlichen Nutzung (Brandwaldfeldbau, landwirtschaftlicher Zwischenbau) durch flächiges Verbrennen (im deutschen Kulturraum: Flammfeuer, Überlandbrennen, Sengen) oder haufenweises Anzünden mit anschließender Verteilung der Asche (Schmoren, Schmoden, Schmotfeuer) gab es nicht nur in der mitteleuropäischen Hackwaldwirtschaft, sondern wurde auch in Skandinavien und Rußland bis weit in dieses Jahrhundert hinein betrieben. Der Hintergrund der Brandwirtschaft ist und war auch stets die Verknappung von Lebensraum und Ernährungsgrundlage. In Mitteleuropa wurde der Brandwaldfeldbau sogar als "nachhaltige Quelle der Nahrung und des Erwerbs" bezeichnet

Insgesamt hat der Wanderfeldbau in den Tropen heute aber eine neue Größenordnung erreicht. Schätzungen der FAO gingen zu Anfang der 80er Jahre davon aus, daß etwa 500 Millionen Menschen in den Tropen Wander- bzw. Brandfeldbau betreiben; betroffen waren dabei insgesamt $240x10^6$ ha geschlossener Wald (***closed forest***) und $170x10^6$ offener Wald (***open forest***) (FAO/UNEP 1982; FAO 1985; Lanly 1985).

Dies entspricht 8,3% der Landmasse der Tropen, gleichzusetzen mit etwa 21% der bewaldeten Fläche. Die FAO ging zu diesem Zeitpunkt von einer jährlichen Erweiterung der SHAG-Flächen von 1,25% aus.

Crutzen (1979) und Seiler und Crutzen (1980) schätzten zur gleichen Zeit die Fläche der gerodeten und/oder abgebrannten Waldes durch den Wanderfeldbau bereits auf $41x10^6$ ha pro Jahr. Die durch Brandrodung betroffenen Waldflächen haben aber im letzten Jahrzehnt eine zusätzliche dramatische Steigerung erfahren, die in ihrem Umfang und in ihren direkten Auswirkungen in Abschnitt 5 näher besprochen wird.

Die mit dem Wanderfeldbau verbundenen Störungsprozesse der Naturwaldstruktur, die sich daraus entwickelnde Sekundärvegetation und das "Zusammenwachsen" der Brandrodungsflächen (vgl. Loetsch 1958) haben zur Folge, daß über die eigentliche, jeweils vorgesehene, Brandrodungsfläche hinaus das Waldgefüge insgesamt feueranfälliger wird. Die Auswirkungen des Wanderfeldbaues auf die erhöhte Feueranfälligkeit des tropischen Regenwaldes sollen beispielhaft dargestellt werden:

Randeffekt und Auflichtung des Kronenraumes

Die Randstufenwirkung (***edge effect***) zwischen Brandrodungsparzellen und nicht berührtem Wald hat im wesentlichen mikroklimatische Auswirkungen. Erhöhte Sonneneinstrahlung und Luftbewegung im Randbereich führen zu stärkeren und rascheren Austrocknung des potentiell brennbaren Materials. Die Auflichtung der Kronen-Überschirmung durch selektive Holznutzung und -bringung, in deren Kielwasser sich der unkontrollierte Wanderfeldbau in bislang unerschlossenen Naturwaldflächen vollzieht, hat den gleichen Effekt. Im Einflussbereich der Randstufe entstehen aufgrund der geänderten Einstrahlungsverhältnisse die Voraussetzungen für die Etablierung einer Bodenvegetation. Auf der verlassenen Brandrodungsparzelle sind die ersten Jahre des Sukzessionsverlaufs ebenfalls durch die Gras-, Kraut- und Strauchschicht bzw. bodennahe Vegetation charakterisiert (Uhl und Jordan 1984). Damit sind im Gegensatz zum Primär-Regenwald, dem diese bodennahe Vegetation weitgehend fehlt, die Voraussetzungen zur Entstehung und zum Weitertragen eines Bodenfeuers gegeben.

Anderes Brennmaterial

Neben der in den Trockenperioden feueranfälligen bodennahen Vegetation stellt die Blattstreu der Primär- und Sekundärwaldpflanzen auch im tropischen Regenwald einen nicht zu unterschätzenden Faktor für die Erhöhung der Brennbarkeit des gestörten Waldgefüges dar. Während einerseits die Abbaurate organischer Substanz in den feuchten Tropen als am höchsten eingeschätzt wird (Olson 1963; Zinke *et al*. 1984), stellen sich andererseits Pionier- und Sukzessionspflanzen auf den aufgelassenen Rodungsparzellen bzw. deren Randbereich auf die verstärkt xerischen Standortbedingungen ein. Dabei wird die Bildung von sklerophyllischen Blättern typisch, die relativ hart sind und ein geringes Blattflächen-Gewichts-Verhältnis haben (Mooney *et al*. 1984). Besonders die Anfangsphase der Dekomposition dieser Hartlaubblätter ist dadurch stark verzögert. Diese Blattstreu steht daher als potentiell brennbares Material länger zur Verfügung.

Unter den großblättrigen Pionierarten mit ihrem extrem großen Blattflächen-Gewichts-Verhältnis bildet

---

(Wedekind 1847; s.a. Goldammer 1978; Montag 1990).

sich unter diesen Standortsbedingungen eine locker aufgeschüttete Blattstreu, die sich aufgrund der sperrigen Lagerung nicht so schnell zersetzt, besonders leicht austrocknet und damit die Bildung von Bodenfeuern ermöglicht (***flash fuels***). Eine Verstärkung des Feuerpotentials bildet auch der Schlagabraum, der bei der selektiven Holznutzung und der Anlage von Waldstraßen und Rückegassen anfällt und nicht verwertet wird.

Die Zunahme der beobachteten Waldbrände, die sich von den Brandrodungsparzellen ausgehend selbst in den Regenwaldgebieten der perhumiden Äquatorialzone unkontrolliert ausbreiten, läßt sich durch die beschriebenen Auswirkungen des Wanderfeldbaues erklären. Besonders stark sind die Brandrodungsfeuer derzeit im Amazonasbecken. Im Jahr 1985 wurden mit Hilfe von Fernerkundungsverfahren alleine im südlichen Amazonasbecken (brasilianische Bundesstaaten bzw. Territorien Acre, Rondônia und Mato Grosso) starke Waldbeschädigungen durch Brandrodungsaktivitäten und Weidefeuer auf insgesamt $26{,}5 \times 10^6$ ha und eine völlige Waldumwandlung auf $8{,}9 \times 10^6$ ha festgestellt (Malingreau und Tucker 1988). Die Beobachtungen von 1987 zeigen allein in der Region "Amazônia Legal" eine Brandrodungsfläche von etwa 20×10^6 ha, davon 40% erstmalig gebrannter Primärwald und 60% Sekundärwaldflächen, die bereits schon einmal überbrannt worden waren (Setzer und Pereira 1991).

Diese außergewöhnliche Eskalation der Brandrodungsaktivitäten in Amazonien ist nicht nur auf die Walderschließung (Straßenbau, in Rondônia) zurückzuführen (Malingreau und Tucker 1988), sondern auch auf die sozio-ökonomische Landschaft Brasiliens, die durch Freisetzung von Arbeitskräften (Enteignung von Kleinbauern, hohe Mechanisierung der großflächigen und staatlich geförderten landwirtschaftlichen Programme) gekennzeichnet ist, die ihren Lebensunterhalt durch Rodung neuer Flächen suchen müssen (Fearnside 1986).

2.2.2 Weidewirtschaft

Die traditionelle Anwendung des Feuers in der Weidewirtschaft ist praktisch untrennbar verknüpft mit der Entstehung und Dynamik der offenen Waldgesellschaften (***open forests***), Savannen und Grasländern. Die tropischen Savannen und offenen Waldgesellschaften kommen auf insgesamt etwa $2300\text{-}2600 \times 10^6$ ha vor (Cole 1986; Weiss 1990) und stellen damit den überwiegenden Anteil der tropischen natürlichen und halbnatürlichen Vegetation. Die vorsätzliche Einbringung des Feuers wurde schon frühzeitig als ein wesentlicher Faktor der Erhaltung eines dynamischen Gleichgewichtszustandes im Verteilungsmuster von Bäumen, Büschen und Gras erkannt (siehe insbesondere Busse 1908; Phillips 1930; Skovlin 1972). Bei den meisten Naturvölkern fand das Feuer zunächst bei der Jagd auf Wildtiere Anwendung. Zum einen wurde das Feuer direkt als ein Mittel der Treibjagd verwendet (***fire hunting***), zum anderen auch zur Schaffung von Äsungsflächen, insbesondere auf dem Höhepunkt der Trockenzeiten, um dort gezielt das Wild zu erlegen (Conklin 1957; Seavoy 1975).

Die Stimulation des Wuchses frischer Triebe von Gras, Sträuchern und Bäumen ist auch heute die wesentliche Zielsetzung des Feuereinsatzes in der Weidewirtschaft. Auf dem Höhepunkt der Trockenzeit erfolgt sie damit zu einem Zeitpunkt der Vegetationsruhe und der Knappheit von Äsungsgrundlagen, die mit den durch das Feuer stimulierten Aufwuchs frischer Triebe, die zudem einen hohen Nährwert haben (Milligan und Sule 1982), überwunden wird. Gleichzeitig soll mit den Weidefeuern auch die Akkumulation abgestorbener und nicht mehr verwertbarer organischer Substanz bzw. die Überalterung der Vegetation verhindert werden. Die Kontrolle von tierischen Parasiten und Krankheitsüberträgern und das Zurückdrängen von Pflanzen, die zur Beweidung ungeeignet sind oder diese behindern, ist ebenfalls ein Teil der traditionellen Strategien des Feuereinsatzes (van Rensburg 1972).

Ebenso wie das Feuer wirkt sich der Einfluß der Herbivoren (sowohl über die Äsung von Gras als auch über den Verbiß von Holzgewächsen) in eine Richtung aus, die die Vegetation an der Weiterentwicklung in Richtung der potentiellen natürlichen Vegetation hindert (Erhaltung einer Subklimax-Gesellschaft). Dabei interagieren Feuer und Verbiss erheblich: Periodische Feuer halten die Holzgewächse in einer verbissgerechten Höhe, der Verbiss selbst wiederum reduziert den Höhenwuchs von Bäumen und Sträuchern, so dass diese im Einflussbereich des Feuers bleiben (Trollope 1974; Pellew 1983).

Die Savannen und Grasländer stellen den größten Teil des Weidelandes in den Tropen dar und tragen derzeit einen Umfang an Biomasse domestizierter Tiere, die der ursprünglichen, natürlichen tierischen Biomasse gleichkommt oder diese auch übertrifft (Cumming 1982; Mott *et al*. 1985). Dennoch ist die Tragfähigkeit der für die Weidewirtschaft nutzbaren Savannen begrenzt, so daß der zunehmende Beweidungs- und Feuerdruck zum einen zur Degradation der Vegetation (bis hin zur Desertifikation) führt, zum anderen sich die Weidewirtschaft zunehmend auf das Waldland ausweitet. Betroffen sind dabei insbesondere die weltweit auf über $550x10^6$ ha vorkommenden laubabwerfenden Trockenwälder bzw. halbimmergrünen Wälder und die Koniferenwälder (*Pinus* spp.) der submontanen und montanen Höhenlagen der Tropen.

In den Waldgebieten, in denen wegen hoher Bevölkerungsdichte nicht ausreichend Weideflächen und Futtermittel vorhanden sind, tritt das Schneiteln (***lopping***) zur Futtergewinnung hinzu. Das Abschneiden von grüner Blattmasse von stehenden Bäumen ist besonders dort gängig, wo Schutzwälder unter Einschlagsverbot und Forstaufsicht stehen. Der Eingriff in den Kronenraum derart genutzter Bestände bewirkt eine starke Öffnung ihres Innenraumes. Vermehrter Lichteinfall und stärkere Luftzirkulation ermöglichen auch hier die Bildung einer Gras- und Strauchschicht, die bei den ehemals geschlossenen Beständen nicht anzutreffen war, und die diese Wälder in einen Zustand erhöhter Brennbarkeit bringen. Im asiatischen Raum sind dies insbesondere die Schutzwälder der submontanen Laubwaldgesellschaften des Himalaja, wie etwa die von *Tormentalia tomentosa* dominierten Wälder Nepals (Goldammer 1986e) oder die Assoziationen von *Quercus* spp. in der submontanen Höhenstufe der Region von Uttar Pradesh (Indien).

Eine weitere Praxis des Durchbrennens der submontanen Kiefernwälder tritt hier hinzu. In den generell vorherrschenden Steilhanglagen des submontanen Himalaya bilden sich aufgrund des Einflusses von Feuer und Verbiss Reinbestände von *Pinus roxburghii*. Um die Beweidung dieser Hanglagen überhaupt erst zu ermöglichen, muss die Streuauflage der Bestände jährlich nach dem Höhepunkt der Nadelschütte abgebrannt werden, da die langen Kiefernnadeln selbst in trockenem Zustand eine extrem glatte Bodenauflage bilden, auf denen das Vieh leicht ausrutscht und die Steilhänge herabstürzen kann (Goldammer 1988).

2.2.3 Andere forstliche Nebennutzungen

In den nicht immergrünen Waldgesellschaften, insbesondere in den regengrünen Trockenwäldern, werden die Waldbrände nicht nur durch die direkten und indirekten Auswirkungen der Brandrodung und der Waldweidefeuer verursacht. Eine Vielzahl von weiteren forstlichen Nebennutzungen sind ebenfalls mit der Anwendung von Feuer verbunden. Die forstlichen Nebennutzungen stellen vor dem Hintergrund der sozialen und demographischen Verhältnisse der ländlichen Bevölkerung in den Tropen einen zunehmend wichtigen und gleichzeitig auch kritischer werdenden Faktor für die Volkswirtschaften dar (s.a. Poulsen 1982). Die klassische angelsächsische Einteilung von ***major forest products*** (= Holzprodukte) und ***minor forest products*** (= Nicht-Holz-Produkte) vermittelt insofern ein ungenaues Bild, da in einigen Ländern die Bedeutung der forstlichen Nebennutzungen sowohl hinsichtlich der Subsistenzwirtschaft als auch des Exports die der eigentlichen Holznutzung übertreffen. So ist der Ertrag der ***non-wood forest products*** in Indien besonders in der zweiten Hälfte der 70er Jahre angestiegen. In der Dekade 1965-75 erbrachten die Nebennutzungen 63% der Exporterlöse aller forstlichen Produkte. Gleichzeitig belief sich in diesem Zeitraum der Anteil der durch forstliche Nebennutzungen Beschäftigten auf über 70% der insgesamt im Forstsektor arbeitenden Menschen (Gupta und Guleria 1982).

Gerade in den laubabwerfenden Trockenwäldern des indischen Subkontinents (***southern dry mixed deciduous forests***) gibt es eine große Bandbreite von Nebennutzungen, darunter medizinische Pflanzen, Früchte, Blätter, Honig, Harze etc. Die Anwendung des Feuers beim Honigsammeln (Ausräuchern) ist eine alte kulturelle Praxis, die dort wie auch in anderen Regionen der Tropen zu ausgedehnten Waldbränden führt (West 1972). Feuer wird ebenfalls beim Sammeln von Früchten und

Blüten angewendet. Da sowohl Blüten- und Fruchtreife als auch das Sammeln dieser Waldprodukte während der Trockenzeit erfolgt, in der das Laub der Blätter abgeworfen ist, ist diese bodenbedeckende, sperrige und trockene Laubschicht sehr hinderlich beim Sammeln. Und so werden die Sammelgebiete großflächig durchbrannt, und die frisch herabfallenden hellen Früchte/Blüten, in Indien vor allem die Mahua-Blüten (*Bassia latifolia*), können dann leichter auf dem geschwärzten und freigelegten Waldboden gefunden und eingesammelt werden (Gorrie 1926; Prasad 1957; MacLagan 1954). Die Freilegung der Vegetation durch Feuer erleichtert das Sammeln von Exsudaten verschiedener Dipterocarpaceen und das Auffinden essbarer Echsen und der Erdhöhlen essbarer Schildkröten, die durch die Vegetationsdichte sonst verborgen bleiben (Wharton 1966). Holzöl verschiedener *Dipterocarpus* spp. fand in Burma, vor allem während des II. Weltkrieges, Verwendung als Ersatz für knappes Kerosin. Der Ölertrag eines Baumes, der wie bei der konventionellen Harznutzung angerissen und zusätzlich am Stammfuß angebohrt wurde, wurde durch Anlegen von Feuer stimuliert und erhöht (Edwards 1947; Rodger 1943). Auch die Gewinnung von Asche zur Düngung von Reisfeldern ist Ursache von Waldbränden; ein Bericht von Anfang des Jahrhunderts aus Java und Madura bestätigt diese Praxis, die heute nicht mehr so weit verbreitet ist (Anonymus 1922).

Das Feuer wird auch direkt zur Wachstumsstimulierung und Verbesserung eines wirtschaftlich sehr bedeutenden Nebenproduktes, den Deckblättern für Zigaretten (**Bidi**) angewendet. Die dafür verwendeten Blätter stammen im wesentlichen von *Diospiros melanoxylon* (**Tendu**) und einer Reihe von anderen Baumarten (darunter *Butea monosperma, Shorea robusta* und *Castanopsis indica*). Die Tendu-Blätter sind besonders dann gut geeignet für die Zigarettenproduktion (weich), wenn sie von frischen Trieben oder Stockausschlägen gepflückt werden. Dazu wurden in der Vergangenheit die Stämme von *D.melanoxylon* mechanisch verletzt oder zurückgesetzt. Der gleiche Effekt kann allerdings auch durch das Zurückbrennen der jungen Bäume erreicht werden: es bilden sich Stockausschläge, die nicht nur die geeignete Blattqualität liefern, sondern zudem auch in einer bequemen Arbeitshöhe abgeerntet werden können. Diese im Vergleich zu den mechanischen Verfahren kostengünstige und einfache Praxis der Blatternte hat dazu geführt, daß die in den laubabwerfenden Trockenwäldern Indiens jährlich gelegten Feuer sich großflächig und unkontrolliert ausdehnen. Im indischen Bundesstaat Madras wurden zu Anfang des Jahrhunderts die Ursachen der jährlich auftretenden Feuer zu 60% in der Weidewirtschaft und zu 30% im Rahmen forstlicher Nebennutzungen gesucht (Anonymus 1905). Die Einschätzung von Srivastava (1985), dass heute jährlich etwa die Hälfte der indischen Wälder durchbrennen (*Shorea*- und *Pinus*-Wälder und andere Waldformationen), ist in den laubabwerfenden im Wesentlichen sicherlich auch auf diese Praktiken der Waldnutzung zurückzuführen.

2.2.4 Weitere Ursachen der Waldverbrennung

Neben den zunehmend spürbaren Auswirkungen der ***slash-and-burn agriculture*** bringen auch andere Formen der intensiveren Landnutzung eine Erhöhung des Feuerrisikos *per se* und eine verstärkte direkte Anwendung des Feuers mit sich. Die bei der selektiven Holznutzung (Extraktion und Bringung) angelegten Randstufen, die Auflichtung des Kronenraumes und der Schlagabraum führen zu einer erhöhten Disposition gegenüber Feuer. Die gleiche Wirkung des "Aufbrechens" der geschlossenen Primärwälder erzielen die Wege und Trassen, die für die Exploration anderer natürlicher Ressourcen (Mineralien, Kohle, Öl) angelegt werden. Durch dieses sich zunehmend verdichtende Erschließungsnetz wird der ungesteuerten (spontanen) Besiedelung der Zugang in bislang unbesiedelte Waldgebiete ermöglicht.

Neben der kleinbäuerlichen Brandrodung und den davon ausgehenden Waldbränden wird das Feuer in der Forstwirtschaft zu großflächiger Rodung von Naturwäldern eingesetzt. Waldbauliche Verfahren, wie sie für die Erhaltung oder Verbesserung der nachhaltigen Produktivität tropischer Wälder entwickelt wurden und bei denen auf großflächige Kahlschläge verzichtet werden kann (Lamprecht 1986; s.a. Weidelt und Banaag 1982), haben sich in der Praxis der Tropenwaldbewirtschaftung bislang nicht oder nur sehr fragmentarisch durchsetzen können. Unverändert vorherrschend ist die Umwandlung des Waldes und die Neuaufforstung mit gleichförmigen Beständen heimischer oder exotischer Arten, die auf

der Freifläche (ohne Überschirmung) großgezogen werden können. Auch hier wird nach der Exploitation der vermarktungsfähigen Hölzer der Restwald kahlgeschlagen und die verbliebene Biomasse weitestgehend verbrannt.

Die systematische Waldrodung und die möglichst vollständige Verbrennung der pflanzlichen Biomasse ist ebenfalls das allgemein übliche Vorgehen bei der Vorbereitung großflächiger Nutzungsänderungen in den Gebieten des tropischen Regenwaldes. Die Gründe für die Waldrodungen sind zunächst häufig im Bereich der Landspekulation zu suchen, bei der die Aneignung von Rechtstiteln auf vermutetes oder zu erwartendes Vorhandensein von Bodenschätzen im Vordergrund steht. Nach der Verbrennung des exploitierten Waldes werden "Scheinaufforstungen" oder vorübergehende, da rechtlich notwendige, landwirtschaftliche Aktivitäten betrieben, bis die Exploration von Mineralien, Öl der Kohle den notwendigen Erfolg der Wertsteigerung des Landes gebracht hat.

Die Umwandlung von Waldflächen in agroindustrielle Rinderfarmen, für die häufig mehrere Brände in aufeinanderfolgenden Jahren notwendig sind, wird derzeit in großem Maßstab in der Amazonas-Region (Brasilien) und in Mittelamerika (Costa Rica) betrieben. In der Amazonas-Region beträgt dieser Anteil mehr als 50% der gesamten umgewandelten Fläche (Seiler und Crutzen 1980). Hinzu kommt die systematische Umwandlung des Waldes in Agrarflächen für die Durchführung von Umsiedlungsprogrammen (Migrationsprogramme). In der jüngeren Vergangenheit wurden insbesondere im Rahmen des indonesischen Transmigrationsprogrammes große Waldflächen auf Sumatra und Kalimantan (Borneo) verbrannt.

2.2.5 "Wildland/Residential Interface"

In der Berührungs- und Überlappungszone zwischen natürlicher/naturnaher Vegetation und den Siedlungen (***wildland/residential interface***) entsteht besonders dann eine wechselseitige Gefährdung des Übergreifens von Feuern, wenn das in den beiden Systemen vorhandene potentielle Brennmaterial ähnliche Eigenschaften aufweist. In den Trockenwaldregionen der Tropen liegen diese Bedingungen weitgehend vor, da für den Bau der in die Waldlandschaft eingestreuten Siedlungen und Einzelhäuser natürlichen Materialien verwendet werden (Holz, Bambus, Gras, Ried). Der Feuchtigkeitsgehalt und die Entzündlichkeit dieser zellulosehaltigen Baumaterialien reagiert genauso auf Veränderungen der Witterungsbedingungen (Wind, Luftfeuchtigkeit und Lufttemperatur), wie das Brennmaterial der sie umgebenden Vegetation.

Da über die Feuer in Siedlungen eher berichtet wird, als dies bei den häufigen und nicht als außergewöhlich betrachteten Waldbränden der Fall ist, spiegeln die zur Verfügung stehenden Statistiken oder Pressemeldungen die Saisonalität und den Umfang dieses Gefährdungspotentials wieder. So waren in Burma im Jahr 1985 während der Trockenzeit (Januar bis Mai) 5% aller Haus- und Siedlungsbrände durch übergreifende Waldbrände verursacht, in der regenreichen Periode (Juni bis Dezember) hingegen nur 1% (Goldammer 1988). Die Dimension dieser Brände, die in den dicht bebauten Dörfern und Vorstädten schwer zu bekämpfen sind, mögen einige Beispiele aus Burma (Myanmar) zeigen: Bei vier Bränden in den Städten bzw. Stadtteilen Kamayut Township, Lashio, Mergui und Mandalay (zwischen 1986 und 1989) verbrannten 8.150 Häuser, wobei mehr als 63.000 Obdachlose zu verzeichnen waren. Die von den Siedlungen in den Wald übergreifenden Brände werden in den Statistiken in der Regel nicht erfaßt. Sie sind im allgemeinen auf den nachlässigen Umgang mit Feuer zurückzuführen.

Ein Bericht der Forstverwaltung von Côte d'Ivoire über die Feuer der Trockenzeit 1982-83 veranschaulicht die Schäden, die ein Übergreifen der Savannen- und Waldbrände auf Dörfer und Landwirtschaftsflächen haben kann (Anonymus 1984): Eingebettet in die vom Feuer überbrannten Savannenfläche von insgesamt $12x10^6$ ha und einer von Feuer zerstörten Waldfläche von ca. 60.000 ha verbrannten

- 39.618 ha Kaffeeplantagen
- 60.264 ha Kakaoplantagen
- 3.797 ha andere Plantagen

- 6.169 ha andere Kulturen
- 271 Stück Vieh.

Der Verlust an Menschenleben ist bei diesen in die Siedlungen übergreifenden Wildfeuern erheblich. Bei den oben genannten Bränden in Burma waren mehr als 100 Tote zu beklagen, bei den Savannenfeuern in Côte d'Ivoire kamen 24 Menschen ums Leben.

2.2.6 Andere kulturelle und psychosoziale Aspekte

Die Anwendung des Feuers in der Landschaft beschränkt sich nicht ausschließlich auf die Urbarmachung und Bewirtschaftung des Landes. In einigen Kulturkreisen und Religionen hat das Feuer auch heute noch eine stark symbolische Bedeutung und ist gleichermaßen Kult- und Glaubenshandlung in Verschmelzung mit pragmatischen Überlegungen. Von den bei Goldammer (1978, 1991) angestellten kulturhistorischen Betrachtungen der Feueranwendung sei ein Beispiel aus Mittelamerika angeführt. Im Brauchtum der Maya spielen Feuer und Rauch noch heute eine besondere Rolle in den "Äquinoktial-Riten". Die Entzündung des "Neuen Feuers" am Ostersamstag, das den Indios zur Entzündung ihres Herdfeuers weitergegeben wird, gibt gleichzeitig das Signal zum Abbrennen der Felder. Neben dem pragmatischen Nutzen des Säuberns der Felder durch Aschedüngung ist das Aufsteigen von Rauch von Bedeutung (Bachelard, in Goldammer 1978). Denn wie der Priester dichte Rauchwolken mit dem Rauchgefäß produziert, um durch diese imitative Magie die Wolkenbildung und damit den Regen herbeizurufen, so erzeugen auch die Bauern große Rauchwolken beim Abbrennen ihrer abgeernteten Felder, um in Wiederholung des priesterlichen Beispieles etwas für die Entstehung von Regen zu tun.

Während einerseits das Feuer in den altindischen und altiranischen Kulturen und in der indoeuropäischen Religion eine zentrale Rolle spielte (Sonnenfeuer, dämonenvertreibendes Element, Stammes- und Volksfeuer; vgl.Frazer [1922]; Freudenthal [1931]), wurden die Bäume des Waldes als Sitz heiliger Lebenskräfte oder, wie in der vedischen Religion, der weiblichen Baumgeister verehrt und respektiert (Heiler 1980). Im Hinduismus werden der **Banyan**-Baum (*Ficus benghalensis*) und der **Betel**-Baum (*Areca catechu*) als heilig angesehen. Die Bevölkerungsexplosion und der Landhunger auf dem indischen Subkontinent, die zu einer Zurückdrängung der Waldflächen in Indien auf derzeit etwa 14% geführt haben (Koshoo 1986), führen offensichtlich trotz des Primates der Religion in Politik und Alltag zu einem Abrücken von diesem tradierten Respekt. Nur vereinzelt kann in den Brandrodungsflächen die Belassung von Einzelbäumen beobachtet werden, die ihren Ursprung in der Religiosität hat.

Sehr stark gegenwartsbezogen ist die wirtschaftlich und politisch motivierte Brandstiftung. Sie richtet sich in erster Linie gegen Aufforstungen und andere Wälder, denen ein wirtschaftlicher und kultureller Wert beigemessen wird. Die Ursache liegt hier in der Regel in der Landenteignung von indigenen Naturvölkern. Durch die Übertragung des Landeigentums auf den Staat oder der Nutzungsrechte auf industrielle Konzessionen ändert sich zwangsläufig die Einstellung der betroffenen Bevölkerung zu dem Land, auf dem sie lediglich noch wohnen oder beschäftigt werden. Die Sorge um eine nachhaltige Pflege des Waldes im Sinne eines Generationenvertrages schlägt häufig um in den verzweifelten Akt der Brandstiftung, mit der den Repressionen des anonymen Staates oder der als Ausbeuter angesehenen Konzession entgegengetreten wird. Diese Art der politisch motivierten Waldverbrennung hat beispielsweise auf den Philippinen (Luzón) bis in die Mitte der 80er Jahre angedauert und dort trotz aller Aufforstungsbestrebungen nicht nur die Fragwürdigkeit der industriellen Waldnutzung aufgezeigt, sondern auch die Verwundbarkeit eines politischen Systems. Die Ausmaße politisch motivierter Brandlegung zeigten sich bei den verbreiteten Unruhen in Indien im Jahr 1921-22, bei denen eine Welle von Brandstiftungen mehrere Zehntausend Hektar Bergwald zwischen Punjab und Uttar Pradesh in Asche versinken ließen (Pring und Bakhsh 1940).

Die Entfremdung der ländlichen Bevölkerung von den Belangen des Waldschutzes hat ihre Wurzeln allerdings auch in der unmittelbaren wirtschaftlichen Betroffenheit. Entlassene Forstbedienstete oder nicht ausgezahlte Waldarbeiter haben auf den Philippinen in den letzten Jahren wiederholt die Neuaufforstungen und Schutzwälder im zentralen Bergland von Luzon in Brand gesteckt. Die durch die

vorsätzlich gelegten Feuer degradierenden Waldflächen übertreffen derzeit immer noch die Fläche der gesicherten Aufforstungen (Goldammer 1985a).

Ein erheblicher Anteil der Wildfeuer lässt sich allerdings nicht aus der Landnutzung und den vorgenannten Gründen erklären. Ohne dass hier auf gesicherte Daten zurückgegriffen werden kann, zeigt die Erfahrung, dass der Umfang der Vegetationsfeuer, die ohne gezielte und nutzungsbezogene Anwendung gelegt werden, gleichzusetzen ist mit den in der Land- und Forstwirtschaft entstehenden kontrollierten und unkontrollierten Bränden. Bei näherer Untersuchung des offensichtlich ziellosen Feuerlegens in den offenen Wald- und Savannenlandschaften und Grasländern, entlang von Straßen, Wegen und landwirtschaftlichen Flächen, lassen sich zwei wesentliche Motivationen erkennen, die in der Psyche des im ländlichen Raum der Tropen lebenden Menschen verborgen sind: Angst und Spieltrieb. Die Furcht vor der dichten und undurchdringlichen Vegetation, die die Wirtschaftsflächen, Wohnsiedlungen und Verkehrsverbindungen zu überwuchern drohen, und die Angst vor darin verborgenen Wildtieren, Parasiten und Krankheitsüberträgern sind ausreichend, um mit Hilfe des Feuers den Wald und das Buschland einsehbarer und offener zu machen. Der ständige Kampf gegen die vordringende Vegetation erklärt sich aus den Ansprüchen des Menschen an seinen Lebensraum.

Das in allen Regionen der Tropen beobachtete Phänomen, dass der spielerische Umgang mit dem Feuer jenseits des Kindesalters nicht aufhört, ist allerdings eher der Ausdruck eines neuen, zeitgemäßen Naturverständnisses. Wenn für die durch spielende Kinder gelegten Feuer eine Erklärung in der heute leichten Zugänglichkeit zu Feuerzeug und Streichhölzern liegt, spielt bei den Erwachsenen die zunehmende starke Entfremdung von einem ursprünglich engeren Verhältnis zur Natur und Umwelt eine Rolle. Diese Entfremdung ist gleichzusetzen mit nicht mehr vorhandener Verantwortung für eine im eigenen Interesse liegende nachhaltige und pflegliche Land- und Waldbewirtschaftung. Die Loslösung von dieser Verantwortung liegt ebenso in den Auswirkungen der modernen Staatsbürokratien begründet, wie auch in den geänderten Landrechtsverhältnissen, dem Anwachsen der ländlichen Bevölkerung und der Auflösung tradierter familiärer und kommunaler Lebensgemeinschaften. Die Gewichtung der einzelnen sozialen, ökonomischen und kulturellen Faktoren innerhalb des Ursachenkomplexes der unkontrollierten tropischern Vegetationsbrände ist schwierig. Ihr jeweiliger Anteil an Anzahl und Ausmaß der Vegetationsbrände wird bislang nur ausschnittsweise erfasst (Abschn.5). Feuer- oder Waldbrandstatistiken gibt es nur in wenigen Ländern. Sie konzentrieren sich meistens auf Wirtschaftswälder und Plantagen, so dass die Dunkelziffer insgesamt sehr hoch ist. Auch in den wenigen Ländern, die über eine straff organisierte Forstaufsicht verfügen, wie etwa in den ehemaligen britischen Kolonien Indien und Burma, wird der Großteil der Waldbrände offiziell nicht registriert. Da beispielsweise in Indien die zuständigen Forstschutzbeamten zur Verantwortung gezogen werden, wenn sie den Verursacher eines Waldbrandes nicht feststellen können, werden die Waldbrandmeldungen unterdrückt, so dass sich der überwiegende Teil des Waldbrandgeschehens nicht rekonstruieren lässt (Goldammer 1986d).

Eine entscheidende Voraussetzung, ob Waldbrände und andere Wildfeuer überhaupt wahrgenommen werden, liegt im Stand des Bewusstseins der Forstverwaltungen bzw. der für den Naturschutz zuständigen Stellen über den ökologischen Impakt dieser Brände. Sofern kein unmittelbarer und kurzfristig erkennbarer Schaden vorliegt, wie beispielsweise im Fall der periodischen Feuer in den trockenen laubabwerfenden Wäldern und Kiefernwäldern, werden die Brände nicht zur Kenntnis genommen. Die möglichen langfristigen Prozesse der Destabilisierung und Degradierung müssen aber ebenso in die Planung von Waldschutz und Feuer-Management einbezogen werden, wie der anthropogene Ursachenkomplex. Die Grundlage dafür stellt die Einführung eines entsprechenden Systems der Erfassung dar, das neben den üblichen statistischen Daten auch den langfristig wirkenden ökologischen Impakt der Feuer erfasst (Goldammer 1986d).

2.2.7 Anfänge der Feuernutzung: Eine prähistorische Perspektive

Die Führung des Nachweises über den Beginn der systematischen Nutzung des Feuers durch den Menschen bzw. durch Hominide ist bis heute ein besonderes Anliegen der Paläoanthropologie. Bis in die

70er Jahre ergaben die Rückdatierungen von Feuerspuren in früheren menschlichen Siedlungen im heutigen China, Ungarn und Südfrankreich Größenordnungen von bis zu 0,5 Mio. Jahren (Gowlett *et al*. 1981). In den Tropen wird der Nachweis von anthropogenen Feuerspuren aus dem frühen Pleistozän als besonders schwierig angesehen, da die für die ^{14}C-Analyse geeignete Holzkohle unter den geomorphologischen Bedingungen der Tropen, insbesondere durch Wind- und Wasserabtrag, leicht verloren geht. Für den Bereich des südlichen Afrika ging man bis vor kurzem ebenfalls von gesicherten Nachweisen über die Feueranwendung im Siedlungsbereich seit etwa einer halben Million Jahren und in der Landschaft seit etwa 0,15 bis 0,18 Mio. Jahren aus (Maggs 1977; Hall 1984).

Der erste indirekte Hinweis auf eine Feuerdatierung, die bis in das frühe Pleistozän hineinreicht, gelang Gowlett *et al*. (1981) in Kenia. Dort wurde neben den Überresten von Hominiden (*Australopithecus robustus*) verbackener Lehm gefunden, der auf die Existenz einer alten Feuerstelle hinweist; diese prähistorische Feuerstelle war in einer stratigraphischen Schicht eingelagert, deren Alter auf etwa 1,4 Mio. Jahre bestimmt wurde.

Der derzeit sicherste direkte Nachweis über anthropogene Feuer im Pleistozän wurde erst kürzlich erbracht, als in einer 1,5 Mio. Jahre alten Sedimentschicht in einer südafrikanischen Höhle (Swartkrans Cave) eine Feuerstelle mit angekohlten Antilopenknochen gefunden wurde (Brain und Sillen 1988).

Das Heraustragen des Feuers von der Feuerstelle in die Waldlandschaft und der Beginn des Einflußes von "intensiven" anthropogenen Feuer-Regimen auf die Vegetationsentwicklung ist wenig genau rückdatierbar, da sich die Spuren bzw. die Auswirkungen des Feuers nicht klar von natürlich entstandenen Vegetationsbränden trennen lassen. Es kann aber davon ausgegangen werden, dass die anthropogenen Feuer gegen Ende des Pleistozän an Bedeutung gewonnen haben und im Verlaufe der steinzeitlichen Besiedlung des heutigen Raumes der Tropen das zentrale Werkzeug der Jäger- und Sammlergesellschaften und der frühen Viehzucht und des Wanderfeldbaues waren (Maggs 1980; Hall 1984).

Die Rückdatierung des Feuers in ariden Savannen der heutigen Rajastan (Indien) auf über 10.000 Jahre ist nach Jacobson (1979) auf die mesolithische Weidewirtschaft zurückzuführen. Das Vegetationsmosaik und die Bildung der Grasländer des Nyika-Plateaus von Malawi (südliches Afrika) sind vermutlich seit über 12.000 Jahren durch den Eintrag anthropogener Feuer und durch wiederkehrende Blitzschlagfeuer entstanden (Meadows 1984). Batchelder und Hirt (1966) gehen ebenfalls von einer anthropogenen Feuerbeeinflussung tropischer Vegetation seit über 12.000 Jahren aus. Maloney (1985) vermutet in den etwa 18.000 Jahre alten Feuer-Einflüssen auf die Vegetation Sumatras eine Erweiterung der offenen Landschaft zum Zweck der Jagdnutzung. Etwas älter sind die radiometrisch vermessenen Holzkohlehorizonte in Irian Jaya (Neu-Guinea), die auf Rodungsaktivitäten vor 25.530±620 bis 28.240±3660 Jahren vor Heute hinweisen (Haberle *et al*. 1991). Die Entstehung der Savannen in Nord-Kampuchea wird nach Wharton (1966) durch die über 2000-jährige Anwendung von Weidefeuern erklärt, die den dortigen laubabwerfenden Dipterocarpaceenwald verdrängt hat.

Diese Beispiele stehen stellvertretend für die Entstehung intensiver anthropogener Feuer-Regime in den Tropen, die sich in der Anwendung des Feuers in der heutigen Landnutzung fortsetzen und die die Dynamik und Zusammensetzung der derzeitigen Wald- und anderer Vegetationsgesellschaften der Tropen weitgehend bestimmen.

2.2.8 Zusammenfassung

Waldbrandspuren lassen sich weltweit zurück bis in die Zeit zwischen dem Paläozoikum und dem Tertiär nachweisen. Neben Vulkanismus spielte in erdgeschichtlichen Zeiträumen dabei das Blitzschlagfeuer eine zentrale Rolle. Die bioklimatischen Rahmenbedingungen in den Tropen ermöglichen das Auftreten von natürlichen Feuern in der Wald- und Savannenvegetation nicht nur in den wechselfeuchten Tropen, sondern aufgrund klimatischer Anomalien (langfristige Klimaschwankungen und kürzere

Klimaoszillationen) auch im perhumiden Zonobiom des äquatorialen Tageszeitenklimas; hierauf wird näher in Abschnitt 3.1 eingegangen.

Die Anwendung von Feuer durch Hominide ist seit 1,5 Millionen Jahren nachgewiesen. Der anthropogene Feuereinfluss in den tropischen Wäldern Asiens und Afrikas ist seit fast 30.000 Jahren nachweisbar und führt seit dem Übergang vom Pleistozän ins Holozän zur Savannisierung in den wechselfeuchten Tropen. Mit zunehmender Bevölkerungsdichte in der "Dritten Welt" eskaliert der Landnutzungsdruck und damit auch die Anwendung des Feuers.

Tradierte Brennmethoden finden ihre Anwendung in einer großen Zahl von Formen der Landnutzung (Wanderfeldbau, Jagd- und Weidewirtschaft, Bewirtschaftung von Nicht-Holzprodukten) und fußen dabei auch auf mythisch-religiösen Bräuchen. Diese tradierten Kulturformen der Naturvölker unterliegen heute aber einem starken Entfremdungsprozess, dessen Ursachen nicht nur demographisch bedingt sind (gestiegener Raum- und Ernährungsbedarf der Menschen), sondern auch in der Frage des Landeigentums und damit in der Verantwortung für eine nachhaltige Sicherung der natürlichen Ressourcen liegen.

3. Wechselwirkungen zwischen Feuer und tropischer Vegetation

In den nachfolgenden Abschnitten wird die Feuerökologie ausgesuchter tropischer und subtropischer Waldgesellschaften beschrieben. Die Klassifikation entspricht der zonalen Gliederung der Wälder und den entsprechend zuzuordnenden Feuerregimen: Immergrüner Regenwald, laubabwerfende Wälder der wechselfeuchten Tropen, Savannen und Koniferenwälder (natürliche und anthropogene Kiefernwälder und Plantagen [***man-made forests***]). Eine zunehmende Verwischung der Grenzen zwischen degradierter Vegetation zeigt sich bei der Abgrenzung von offenen Waldgesellschaften und Savannen. Wie eingangs erwähnt, werden zusätzlich auch einige ausgewählte Vegetationstypen außerhalb der geographisch bzw. klimatisch definierten Grenzen der Tropen und Subtropen aufgenommen, da sie im Kontext des vorliegenden Buches von sozio-ökonomischer und entwicklungspolitischer Relevanz sind.

Tropische Feuer-Regime

In die Charakterisierung eines Feuer-Regimes gehen die Faktoren ein, die das Auftreten und die Auswirkungen des Feuers innerhalb eines Ökosystems und damit auch seine Dynamik und Weiterentwicklung bestimmen. Diese Definition erweitert den von Heinselman (1978, 1981) eingeführten Begriff des Feuer-Regimes (***fire regime***), unter dem er die vergangenen Feuer-Ereignisse und deren Auswirkungen auf ein Ökosystem zusammenfasste (feuerhistorische Perspektive). Die Beschränkung der Analyse eines Ökosystems auf seine - möglicherweise kurze -Feuergeschichte und den Jetzt-Zustand verbaut den Blick auf die ökosystemare Weiterentwicklung besonders dann, wenn Feuer und Vegetation sich nicht in einem langfristig entstandenen, dynamischen Gleichgewichtszustand im Sinne einer "pulsierenden Stabilität" (Odum 1969) befinden und es absehbar ist, daß sich eine feuerbedingte Degradierung des Standortes entwickelt.

Die Beschreibung der Feuer-Frequenz (oder: Rückkehr-Intervall des Feuers) und der Feuerintensität sind die wesentlichen deskriptiven Elemente der Heinselman'schen Klassifizierung von Feuer-Regimen, die von Kilgore (1981) für das westliche Nordamerika modifiziert wurden[1]. Kilgore bezieht dabei auch die von anderen Autoren vorgeschlagenen Parameter wie Jahreszeit, räumliches Muster und Eindringtiefe des Feuers ein. Eine etwas umfassendere Betrachtung des Feuers im Naturhaushalt findet sich bei Phillips (1965) und Komarek (1968), die das Feuer in einen Bezug zur Landschaftsökologie, Vegetationsgeographie und Klima setzen (***fire-bioclimatic regions***).

[1] Klassifizierung von Feuer-Regimen nach Heinselman (1978) und Kilgore (1981):

(1)Regelmäßig auftretende Bodenfeuer geringer Intensität (Rückkehrintervall 1-25 Jahre).
(2)Unregelmäßig auftretende Bodenfeuer geringer Intensität (Rückkehrintervall 25+ Jahre).
(3)Unregelmäßig auftretende Bodenfeuer hoher Intensität (Rückkehrintervall 25+ Jahre).
(4)Bestandesumbildende (bestandeserneuernde) Feuer in Kurzzeitintervallen (25-100 Jahre).
(5) Variables Regime: regelmäßig auftretende Bodenfeuer geringer Intensität und bestandesumbildende (bestandeserneuernde) Feuer in Langzeitintervallen (100-300 Jahre).
(6)Bestandesumbildende (bestandeserneuernde) Feuer in sehr langen Rückkehrintervallen (300+ Jahre).

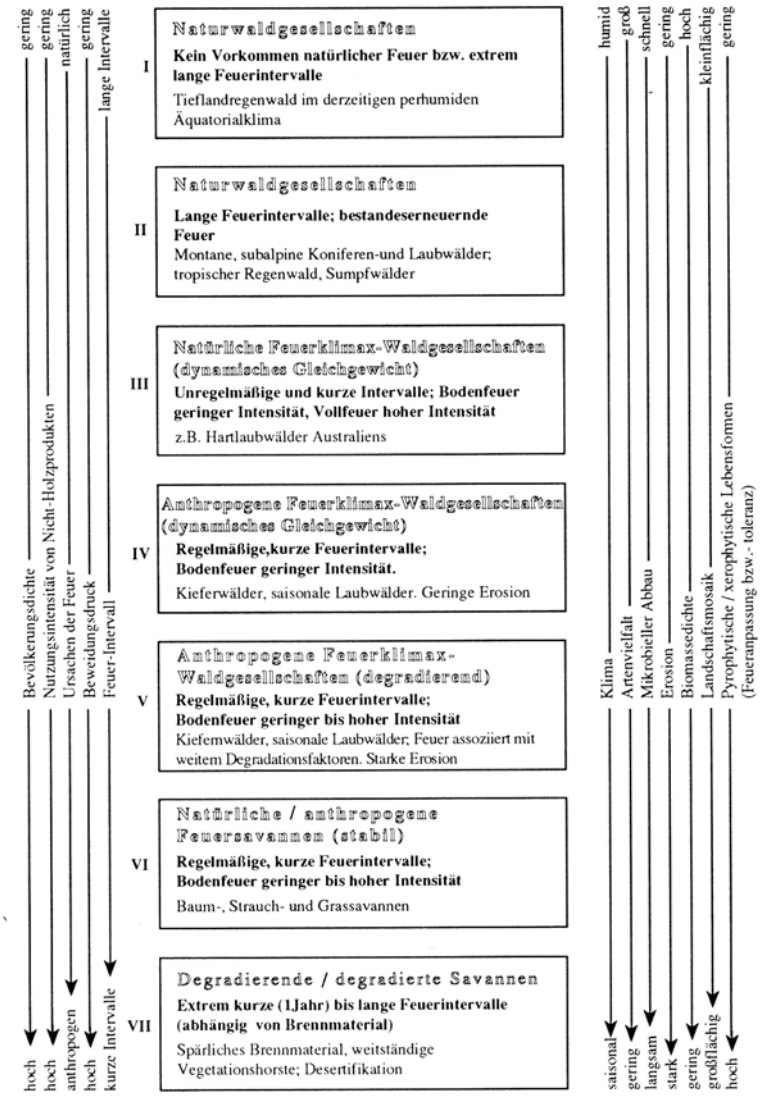


Abb.1. Typen tropischer und subtropischer Feuerregime in Relation zu ökologischen und anthropogenen Gradienten. Ausnahmen von diesem stark vereinfachten Schema sind beispielsweise größere Artenvielfalt in einigen Feuerklimax-Gesellschaften (nach Goldammer [1986g] und Mueller-Dombois und Goldammer [1990]).

Bei der Beschreibung von tropischen Feuer-Regimen ist davon auszugehen, dass es sich dabei im Gegensatz zu den natürlichen Feuerökosystemen der gemäßigten, borealen und circumpolaren Zonen im wesentlichen um anthropogene oder halbnatürliche Prozesse handelt, die sich zunehmend stärker auf die Entwicklung des Tropenwaldes auswirken, als dies in der Vergangenheit der Fall war. Die von Goldammer (1986, 1988a) vorgeschlagene Klassifizierung von tropischen und subtropischen Feuer-Regimen versucht dieser Komplexität von exogenen Einflüssen und endogenen ökosystemaren Entwicklungen gerecht zu werden. Die sieben Grundtypen von Feuer-Regimen (Abb.1) bewegen sich entlang von anthropogenen und ökologischen Gradienten. Sie werden eingerahmt durch einen Zustand der geringen oder der Nicht-Brennbarkeit. Am Anfang steht der unter derzeitigen klimatischen Verhältnissen ungestörte tropische Regenwald, das Ende bildet die durch Übernutzung und wiederholte Feuer degradierte Savanne, die durch Versteppung und/oder Erosion gekennzeichnet ist, und bei der die vereinzelte Vegetation aufgrund ihrer Weitständigkeit kein Feuer mehr tragen kann.

Dabei stehen die einzelnen Typen der Feuer-Regime jeweils für sich und verstehen sich nicht unbedingterweise als eine Entwicklungsreihe, die jeder Waldtyp im Verlaufe seiner zunehmenden Feuer-Beeinflussung durchlaufen muß. Sie stellen vielmehr ein graduell zunehmendes Maß des Auftretens von Feuer dar, das eine Waldgesellschaft in ihrer Weiterentwicklung wesentlich charakterisiert. Die typisierten Feuer-Regime können nicht die Vielzahl der Übergangsformen von Waldgesellschaften und unterschiedliche standörtliche und klimatische Bedingungen berücksichtigen.

Eine Waldgesellschaft kann aber auch mehrere Typen von Feuer-Regimen als "Phasen" durchlaufen, in denen ihr Artenspektrum und ihre Struktur durch zunehmenden oder abnehmenden Feuereinfluss verändert wird. Die anthropogenen Feuerklimax-Waldgesellschaften der Feuer-Regime IV/V sind typische Beispiele hierfür. So stellen die submontanen Kiefernwälder mit *Pinus kesiya* im tropischen Asien in der Regel eine Feuer-Klimax dar. Bei übermäßiger Feueranwendung und Beanspruchung für Weide- und Brennholznutzung degradieren die an sich stabilen Kiefernwälder zu Baum- und Grassavannen und unterliegen in den Steilhanglagen besonders starken Erosionsprozessen (Feuer-Regime VI/VII). Bei Feuerausschluß wandern in den niedrigen Lagen des Kiefernwaldgürtels die Tiefland-Dipterocarpaceen ein, in den Hochlagen bilden sich Mischwälder aus Eichen (*Quercus* spp.) und Kastanien (*Castanopsis* spp.) (Goldammer 1986b, 1987a, Goldammer und Peñafiel 1990). Ohne die anthropogenen Feuer stellen sich damit langfristig wieder Feuer-Regime des Typs III/I ein.

Auch im Fall des durch Feuer degradierten Regenwaldes lässt sich der umgekehrte Durchlauf von Feuer-Regimen und eine Rückentwicklung zu einem vom Feuer unbeeinflussten Klimax-Wald feststellen. Ein Beispiel hierfür ist der Regenwald Tasmaniens (Australien), der seit über 6000 Jahren durch die Feuer der Aborigines zurückgedrängt wurde (Macphail 1980). Aus den von *Nothofagus cunninghamii* dominierten Regenwald entwickelten sich dort Waldgesellschaften mit weitgehend reinen, feuerresistenten Beständen von *Eucalyptus delegatensis* (auch assoziiert mit *Acacia* spp.) über einer Gras-Farn-Schicht oder reine Grassavannen (Gilbert 1959). Die Vegetationsentwicklung zu einem stabilen Feuerökosystem erwies sich als umkehrbar in Richtung eines feuerfreien Klimax-Regenwaldes. Mit der Vertreibung der Aborigines in der ersten Hälfte des 19. Jahrhunderts entfielen auch die durch die Steinzeitmenschen gelegten Feuer, so dass sich in den letzten 150 Jahren zunehmend und großflächig der feuerempfindliche *Nothofagus*-Regenwald wieder eingestellt hat (Ellis 1985).

Die tropischen und subtropischen Feuer-Regime nach Goldammer (1986), an denen sich die folgenden Abschnitte 3.1 bis 3.4 orientieren, werden im folgenden kurz erläutert.

I. Naturwaldgesellschaften ohne Feuer

Die Formationen des durch anthropogene Eingriffe ungestörten tropischen immergrünen Feuchtwaldes in den Tieflandlagen, die ganzjährig gleichmäßig verteilte Niederschläge (2000-3000 mm) aufweisen, vermitteln unter den derzeit vorherrschenden klimatischen Bedingungen den Eindruck, dass diese Waldökosysteme nicht durch das Auftreten von Feuer gekennzeichnet sind. Tatsächlich ist die Kraut- und Strauchschicht der geschlossenen, oftmals mehrschichtigen Regenwälder gewöhnlich spärlich

ausgebildet. Das perhumide Mikroklima ermöglicht den raschen biologischen Abbau der abgestorbenen organischen Substanz, so dass sich eine brennbare Streuauflage nicht bilden kann. Die Bergregenwälder der Innertropen sind durch hohe Luftfeuchtigkeit gekennzeichnet (Nebel- oder Wolkenwälder). Trotz hoher Gewitteraktivität treten hier keine Blitzschlagbrände auf.

Die Beobachtung des offensichtlichen Fehlens von natürlichen Feuern in den ungestörten perhumiden Regenwäldern bezieht sich auf den Kenntnisstand der jüngeren Zeit und stellt hinsichtlich des Alters der tropischen Vegetation nur eine Momentaufnahme dar. Sie lässt nur den Schluss zu, dass es unter den gegenwärtigen klimatischen Bedingungen dort keine natürlichen Feuer gibt.

II. Naturwaldgesellschaften mit langen Rückkehrintervallen des Feuers

Unter Berücksichtigung einer erweiterten Zeitskala lässt sich feststellen, dass die Formationen des Regenwaldes in den innertropischen Tiefländern und Bergregionen durch globale Klimaschwankungen oder regionale Klimaoszillationen in längeren Zeitabständen in brennbaren Zustand geraten. Dies gilt auch für die innertropischen Sumpfwälder (***peat forests, swamp forests***) und Heidewälder oder die in unmittelbar an den Tropenraum angrenzenden Hochlagen-wälder, wie etwa die subalpinen Koniferen- und Laubwälder des Himalajas oder der subarktische Regenwald des westlichen Südamerikas.

Einen weiteren Störfaktor, der in größeren Abständen zu einer Erhöhung der Disposition der Feucht- und Bergwälder gegenüber Feuer führen kann, stellen die Sturmschäden (Hurrikane) dar. Die dabei anfallende brennbare Biomasse kann hier zu Flächenbränden hoher Intensität führen.

Das Rückkehrintervall von Feuern in Naturwaldgesellschaften, die nur aufgrund dieser katastrophenartigen Störungen und den damit verbundenen Veränderungen des Mikroklimas und der brennbaren organischen Substanz auftreten, kann mehrere hundert bis tausend Jahre betragen.

Bei der Dokumentierung historischer und prähistorischer Feuer ist ihr Ursprung häufig nicht feststellbar. Da das Feuer seit ca. 1,5 Mio. Jahren in der Hand des Menschen ist, stehen die anthropogenen Feuer hinsichtlich ihres Einflusses auf die Evolution tropischer Vegetation neben den natürlichen Feuern. Daher ist die Ursache eines Feuers für die Bewertung des ökologischen Impakts auf einen Primärwald so lange unerheblich, wie er durch keine weiteren menschlichen Eingriffe in der Folgezeit überdeckt wird.

III. Natürliche Feuerklimax-Waldgesellschaften im dynamischen Gleichgewichtszustand

Voraussetzung für die Bildung natürlicher, langfristig stabiler Feuerklimax-Waldgesellschaften ist die Anpassungsfähigkeit der beteiligten Arten an eine Umwelt, die in regelmäßigen oder unregelmäßigen Abständen von Blitzschlagfeuern betroffen wird (***lightning-fire bioclimate***). Zusätzlich muß eine weitere essentielle Voraussetzung für die Bildung eines natürlichen Feuerökosystems, der hohe Grad der Brennbarkeit, gegeben sein. In weitestgehender Form sind diese Bedingungen in den verschiedenen Formationen der offenen trockenen und feuchten Hartlaubwälder (***sclerophyllous forests and woodlands***) Australiens erfüllt. Die wichtigste Rolle spielt hierbei die Gattung *Eucalyptus* (Myrtaceae), in der eine große Zahl der etwa 500 bekannten Arten charakteristische Anpassungsformen zeigt: Feuerresistenz (isolierende Borke), Regenerationsvermögen nach Feuer (Wiederausschlag durch Proventivknospen und ***Lignotuber***, Samenfreilassung nach Feuer) und hohe Brennbarkeit des Waldgefüges (leicht entzündliche Blattstreu und Borke; Fähigkeit der Flugfeuerbildung über große Entfernungen durch den Transport extrem lange glühender Borkenfetzen über konvektive Aktivität und Windtransport).

Das natürliche Feuerintervall kann hier zwischen wenigen Jahren und mehreren Jahrzehnten variieren. Der Grad des Feuereingriffes (Verbrennungsgrad, Feuerintensität) ist entsprechend unterschiedlich. Auch im Falle Australiens ist diesbezüglich die Beeinflussung des natürlichen Feuerintervalls durch den Menschen gegeben und ist eng mit der Geschichte der Besiedlung des Kontinents durch die Aborigines (hohe Feuerfrequenz) und die europäischen Siedler (Versuch der Waldbrandbekämpfung, damit

unterschiedliche, im allgemeinen längere Feuerintervalle) verbunden (s.a. Pyne 1991). Auf die ausführlich untersuchten Feuerklimaxwälder Australiens (zusammenfassend in Gill *et al*. 1981, 1990) wird im Weiteren nicht eingegangen.

IV. Anthropogene Feuerklimax-Waldgesellschaften im dynamischen Gleichgewichtszustand

Auf nicht erosionsgefährdeten Standorten können sich auch dort stabile Feuerklimax-Waldgesellschaften bilden, wo das Feuer überwiegend durch den Menschen eingebracht wird. Die dort anzutreffenden Arten sind in der Regel feuertolerante Überreste aus artenreichen Mischwaldgesellschaften, die nach Exploitation, Brandrodung oder Beweidung eine Einwanderung pyrophytischer Bodenvegetation aufweisen, wie z.B. die weit verbreitete Einwanderung von Gräsern wie *Imperata cylindrica* oder *I. brasiliensis*, und regelmäßig in Brand gesetzt werden. Besonders ausgeprägtes Anpassungsvermögen an das Feuer zeigt die Gattung *Pinus*, die nicht nur Toleranz gegenüber Bodenfeuern aufweist, sondern auch gegenüber den mit wachsendem Feuereinfluss zunehmend ariden Verhältnissen eines Standortes. Die Kiefernwälder Südasiens stellen in der Regel eine solche anthropogene Feuerklimax dar. Die laubabwerfenden regengrünen Mischwälder Südasiens und Afrikas, die auch zum überwiegenden Teil regelmäßig durchbrannt werden, setzen sich ebenfalls aus feuerangepaßten Baumarten und Begleitvegetation zusammen. Die in Südasien wirtschaftlich wichtige Baumart Teak (*Tectona grandis*) kann sogar als feuerabhängig bezeichnet werden, da sie bei Feuerausschluss durch andere laubabwerfende oder immergrüne Baumarten verdrängt wird. Die Feuerintervalle betragen in den Wäldern in der Regel zwischen 1 und 5 Jahren. Die Brände stellen sich daher als Bodenfeuer geringer Intensität dar.

V. Anthropogene Feuerklimax-Waldgesellschaften mit Degradationstendenzen

Auf erosionsgefährdeten Standorten und bei zunehmender Reduzierung bodenbedeckender Vegetation durch Feuer und Überweidung setzt die Degradierung der unter Typ IV genannten Feuerklimax-Waldgesellschaften ein. Dies betrifft insbesondere die laubabwerfenden Wälder und Kiefernwälder, die ihre Blatt- und Nadelstreu auf dem Höhepunkt der Trockenzeit abgeworfen haben. In diesem Zeitraum treten dann auch die Feuer auf, die die gesamte Streuauflage einschließlich der Bodenvegetation verbrennen. Beim Einsetzen der Monsunregen ist der Waldboden völlig entblößt, so daß es zu starkem Oberflächenabfluss des Niederschlagswassers und zu Erosion kommt. Die Bildung eines humosen Oberbodens wird ebenfalls verhindert, so dass die Leistungsfähigkeit des Standortes zusehends abnimmt. Weit verbreitet sind derartige Erscheinungen in den Kiefernwäldern der montanen und submontanen Steilhanglagen oder auch in den saisonalen Dipterocarpaceenwäldern Südasiens. Die Feuerperiodik in diesen Waldgesellschaften beträgt in der Regel 1 bis 5 Jahre.

VI. Natürliche und anthropogene Savannen

Neben der Weidewirtschaft und der Brennholznutzung bestimmt heute weitgehend das Feuer die Artenzusammensetzung und Entwicklungsdynamik der tropischen Baum-, Busch- und Grassavannen, unabhängig davon, ob der Ursprung der jeweiligen Savannenformationen durch klimatische, edaphische oder orographische Begrenzungsfaktoren oder, *a priori*, durch Feuer bestimmt wurden. Während einerseits in zunehmendem Maße Savannenflächen durch Desertifizierungsprozesse an Wüsten verlorengehen, entstehen durch Degradation ehemals geschlossener Waldgesellschaften neue Savannen. Der Savannisierungsprozeß geschlossener Wälder, der nach Störungseingriffen durch Einwanderung pyrophytischer Bodenvegetation eingeleitet wird, wird durch Feuer und Beweidung fortgesetzt. Die häufigen Feuer wirken sich zunächst weniger auf die Altbestände aus, sondern verhindern ihre feuerempfindliche Verjüngung, die die Einflusszone der Bodenfeuer mit Flammenhöhen bis zu mehreren Metern (Lauffeuer) nicht überwinden kann. Eine zunächst stabil aussehende und feuerangepasste Waldgesellschaft verliert daher zusehends ihr Regenerationspotential und nimmt dabei zunehmend eine offene und weitständige Form an. Nach dem Verlust der oberständigen Hauptbaumarten führen regelmäßiges Überbrennen und Bodenverschlechterung zur Degradierung in

Busch- und Grassavannen.

Die Rückkehrintervalle des Feuers sind in den Trocken- und Feuchtsavannen unterschiedlich und richten sich im wesentlichen nach der Regeneration bzw. Produktivität der Bodenvegetation (Verfügbarkeit und Kontinuität des Brennmaterials), dem Beweidungsdruck (konkurrierende Biomasseentnahme) und nach Klimaschwankungen (Dürreperioden). Der größte Teil der tropischen Savannen wird jährlich überbrannt, ansonsten beträgt das Rückkehrintervall bis zu drei Jahre.

VII. Degradierte Savannen

Mit Zunahme des Feuereinflusses und der Überweidung, einschließlich der Auswirkung des Viehtrittes, entwickelt sich die Gras, Kraut- und Strauchschicht der Savannen weitständiger. Geringe Nettoprimärproduktion und die horstartige Gruppierung der Bodenvegetation führen zu einer Diskontinuität der brennbaren Biomasse, so dass sich Bodenfeuer nur begrenzt ausbreiten können. Das durch Feuer entstehende "Brandmosaik" wird in Jahren durchschnittlicher Wasserversorgung wieder kleiner. Nach Jahren ungewöhnlich reichhaltiger Niederschläge bilden sich größere zusammenhängende Flächen der Gras- und Krautschicht, so dass Bodenfeuer dann wieder großflächiger auftreten. Gleiches gilt auch für die Vegetation der subtropischen Wüsten des Zonobioms III, die in normalen Jahren durch Diskontinuität gekennzeichnet ist und nur in unterschiedlich langfristigen Zyklen eine brennbare Bodenvegetation bilden (z.B. die Karoo-Vegetation im südlichen Afrika).

Die tropischen und subtropischen Feuerregime stehen ursächlich in Bezug und/oder in Wechselwirkung mit einer Reihe von anthropogenen und ökologischen Rahmenbedingungen (Gradienten). Diese Gradienten sind in der Übersicht (Abb.1) in generalisierter und vereinfachter Form dargestellt, verändern sich bei Übergang von einem Typ des Feuerregimes zu einem anderen. Der determinierende Ursachenkomplex der Feuerregime (Klima - Vegetation - Mensch - Feuerfrequenz) ist in den Tropen insgesamt aufgrund regionaler biogeographischer, ökologischer und kultureller Unterschiede zwar vielfältig, seine Auswirkungen aber pantropisch sehr ähnlich. Diese Rahmenbedingungen werden daher an dieser Stelle nicht im einzelnen dargestellt, sondern es wird auf die Abschnitte 2 und 3.1 bis 3.6 verwiesen.

3.1 Tropischer Regenwald

3.1.1 Paläoökologie des Regenwaldes: Feuer im heutigen Verbreitungsgebiet des Tiefland-Regenwaldes während des Pleistozän und des Holozän

Die Tropenwaldentwicklung während des Quartärs hat Flenley (1979a) in einer geologischen und biogeographischen Geschichte des äquatorialen Regenwaldes zusammengefasst. Das Ergebnis dieser Analyse ist ein Abrücken von der Vorstellung, dass sich der tropische Regenwald in einem statischen Zustand befindet, der über geologische Zeiträume hinweg von Stabilität und Kontinuität gekennzeichnet und von den Klimaschwankungen der Eiszeiten und Zwischeneiszeiten nicht berührt worden ist. Dieser Zustand von Zeitlosigkeit (***steady-state***) wurde auch lange als Erklärung für die Entstehung der hohen Diversität im Lebensraum des tropischen Regenwaldes angesehen.

Pollenanalytischen Befunde, die von Flenely in den Mittelpunkt seiner vegetations-geschichtlichen Synopse gestellt wurden, ermöglichen einen Rückschluß über die Artenzusammensetzung eines Areals bzw. einer orographischen Höhenstufe (Rekonstruktion von Vegetationsgürteln und Baumgrenzen). Sie lassen sich heute mit neueren Kenntnissen über das prähistorische Klima vergleichen. Während des Höhepunktes der letzten Eiszeit (Würm-Wisconsin) vor etwa 18-20.000 Jahren war der Meeresspiegel durch den Transfer von Wasser auf die kontinentalen Eiskappen weltweit um mindestens 85 m (CLIMAP Project Members 1976) oder mehr abgesenkt. In Asien fiel in dieser Zeit der Sunda-Schelf trocken und ermöglichte damit eine erhebliche Arealerweiterung tropischer Vegetation.

Die glaziologischen Rückschlüsse auf die Veränderungen der Temperatur, beispielsweise aus der Analyse des Vostok-Eiskerns (Barnola *et al*.1987, 1991), zeigen für den Höhepunkt der letzten Eiszeit weltweit durchschnittlich geringere Temperaturen von bis zu -8◦C. Die weltweit kühleren Temperaturen wirkten sich ebenfalls pantropisch aus und brachten insgesamt trockenere Umweltbedingungen mit sich (Street-Perrott *et al*. 1989). Die Vegetation der letzten Interglazialperiode, die vor ca.130.000 Jahren begann und in den Tropen Bedingungen aufwies, die mit den heutigen vergleichbar sind oder, wie dies van der Hammen (1974) für Südamerika postuliert, vielleicht sogar um 2◦C über den derzeitigen Durchschnittstemperaturen liegen, musste sich diesen erheblich geänderten Umweltbedingungen anpassen.

Die kälteste Periode der letzten Eiszeit begann etwa vor 26.000 Jahren und dauerte bis vor ca.20.000 Jahren. In den nördlichen Anden Südamerikas verlagerte sich bei einer rekonstruierten Erniedrigung der Durchschnittstemperaturen von ca.6-8◦C die Baumgrenze auf etwa 2000 m, das sind etwa 1200 bis 1500 m tiefer als heute (van der Hammen 1974). In den tropischen Tiefländern Südamerikas lagen die Durchschnittstemperaturen wahrscheinlich um ca.3◦C niedriger als heute, so daß der Temperaturgradient zwischen den Tieflandlagen und dem andinen Hochland erheblich steiler als heute gewesen sein muß. Während sich in dieser Zeit der tropische Feuchtwald möglicherweise in Refugien zurückgezogen hat, war das übrige (heutige) Areal des tropischen Tieflandwaldes durch aride Bedingungen und eine darauf eingestellte savannenartige Vegetation gekennzeichnet (siehe vor allem Flenely 1979a; van der Hammen 1982; Lewin 1984; Absy 1982; Liu und Colinvaux 1985; Colinvaux 1989).

Ähnlich wie von den Hochländern Südamerikas sind auch von den Hochlagen Indo-Malesiens relativ zuverlässige radiometrische und palynologische Daten vorhanden, die zur Rekonstruktion der Vegetationsgeschichte und des anthropogenen Einflusses auf die Vegetation herangezogen werden können (Flenely 1979b; Morley 1982; Maloney 1985; Flenley 1988; Newsome 1988; Newsome und Flenley 1988). In den Tiefländern fehlen diese pollenanalytischen und radiometrischen Quellen weitgehend, da es keine geeigneten alten Seen und Moore gibt. Auch sind dort die Abtragungsprozesse derart stark, daß radiometrisch datierbares Material schwer zu finden ist. Damit bleiben Zusammensetzung und Muster der Vegetation weitgehenden Vermutungen unterlegen. Indirekte Schlüsse müssen auch hier die Annahme der vorherrschenden arideren Verhältnisse zwischen dem Höhepunkt der letzten Eiszeit und dem Übergang zu den heutigen Klimaverhältnissen bestätigen.

In Südostasien kann hierzu hilfsweise die Datierung der Sumpfwälder (***peat-swamp forests***) Borneos hinzugezogen werden, deren Ursprung von Morley (1981) auf die Zeit des Wechsels von einem saisonalen (und damit insgesamt trockeneren) Klima auf das heute vorherrschende Klima während des Mittleren Holozäns zurückgeführt wird. Demzufolge muss das Tieflandklima Ost-Borneos (das heutige Ost-Kalimantan), das auch heute noch als leicht saisonal anzusehen ist (Whitmore 1984), zwischen dem Höhepunkt der letzten Eiszeit und heute auch erheblich trockener gewesen sein.

Mit einer stärkeren Ausprägung der Saisonalität in den Regionen der heutigen Tiefland-Regenwälder muss sich die Vegetation in einer Weise den zeitweise trockeneren Verhältnissen angepaßt haben, wie dies für die Neotropis vermutet wird (Abschn.3.1.4). Der immergrüne Charakter der Wälder änderte sich dabei möglicherweise in Richtung laubabwerfend (halbimmergrün, regengrün).

Die Dynamik der laubabwerfenden und teilweise laubabwerfenden Trocken- und Feuchtwälder, wie sie heute in den Tropen auf etwa 700-800x10^6 ha vorkommen, ist eng mit dem Auftreten von Feuer verknüpft (Abschn.3.2). In den Wäldern, die auf den heutigen Arealen des immergrünen Feuchtwaldes stocken, hat während der Glaziale daher möglicherweise ein Feuereinfluss vorgeherrscht, der zunächst natürlichen Ursprunges war, während des ausgehenden Quartärs dann aber zunehmend vom Menschen beeinflusst wurde.

Die Nachweise von Waldbränden, die weiter als in den Pleistozän-Holozän-Übergang zurückreichen, sind in den Tieflandregenwäldern ausgesprochen spärlich. Vorkommen von Holzkohle in Bodenprofilen des Amazonastieflandes wurden wohl in der jüngeren Vergangenheit beschrieben, aber zunächst nicht datiert und in einen Bezug zu einem Feuerregime bzw. zur Entwicklungsdynamik des Regenwaldes gesetzt (Klinge *et al*. 1977; Stark und Spratt 1977; Herrera 1979). Von Sanford *et al*. (1985) und Saldarriaga und

West (1986) veröffentlichte Radiokarbondatierungen aus der Region des Oberen Rio Negro (Kolumbien/Venezuela) weisen immerhin die Verbrennungsreste von Holz zwischen Heute und vor ca.6000 Jahren nach. Der Ursprung der Feuer ist in dieser Fallstudie nicht klar, da sich hier die natürlichen Blitzschlagfeuer während der holozänen Trockenperioden mit der frühen, nachweisbaren Feuernutzung durch den Menschen zu überlappen beginnen. Der Einfluss anthropogener Feuer kann dabei über die bislang älteste bekannte Tonscherbendatierung aus dem Inneren des Amazonasbeckens auf zumindest 3750 Jahre vor Heute festgelegt werden (Saldarriaga und West 1986).

Die Abgleichung der Holzkohledatierungen mit den palynologisch datierten Vegetationsmustern und Klimaschwankungen zeigte allerdings einen Zusammenhang zwischen holozänen Trockenperioden und Häufigkeit von Holzkohlevorkommen. Nach den Pollendaten von Absy (1982) und van der Hammen (1982) traten die signifikanten trockenen Klimaphasen im zentralen Amazonasbecken in den Perioden 4200-3500, 2700/2400-2000, 1500-1200 und um 700 und 400 vor Heute auf (Saldarriaga und West 1986). Viele der datierten Holzkohlefunde fallen in diese Trockenperioden, und es ist auffallend, dass auf dem Höhepunkt der von Colinvaux *et al*. (1985) beschriebenen Feuchtperiode zwischen 900 und 800 vor Heute keine Holzkohle zu finden ist.

Eine in Borneo (Ost-Kalimantan) durchgeführte jüngere Studie weist Waldbrandspuren im äquatorialen Tieflandregenwald für den Zeitraum 350 bis ca. 17.510 Jahren vor Heute nach (Goldammer und Seibert 1989; Tab.1). Ausgangspunkt der Untersuchung waren hier die ausgedehnten Regenwaldfeuer von 1982-83 (Abschn. 3.1.2) und die in Ost-Kalimantan

Tab.1. Fundort und ^{14}C-Alter von Holzkohle aus Bodenprofilen unter anthropogen nicht gestörtem Tieflandregenwald in Ost-Kalimantan (aus Goldammer und Seibert 1989)

Probe Nr.	Fundort [a]	^{14}C-Alter [Jahre vor Heute]	Labor-Nr.
1	km 30.0	10560 ± 110	HAM 2755
2	km 141.5	350 ± 60	HAM 2752
3	km 153.0	1280 ± 70	HAM 2753
4	km 153.5	17510 ± 310	HAM 2754
5	km 45.0	1040 ± 70	HAM 2756

[a] Fundorte 1-4 beziehen sich auf die Streckenkilometer der Straße Sangkulirang - Muara Wahau. Fundort von Probe Nr. 5 bezieht sich auf das Holzabfuhr-Wegenetz im Kutai-Nationalpark.

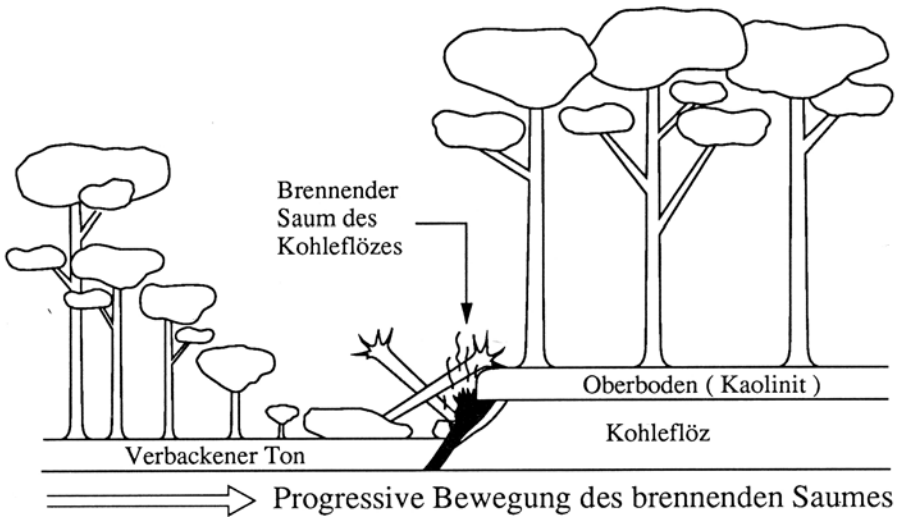


Abb.2. Schematische Darstellung eines brennenden Kohleflözes in Ost-Kalimantan (Borneo, Indonesien). Die dicht unterhalb der Bodenoberfläche streichenden und an vielen Stellen oberirdisch zutage tretenden Steinkohleflöze sind Ursprung von Bränden im Dipterocarpaceen-Tieflandregenwald während extremer Trocknisereignisse, die durch ENSO ausgelöst werden (nach Goldammer und Seibert 1989, 1990; mit Genehmigung des Springer-Verlages).

brennenden oberflächennahen Kohleflöze. Die Tatsache, daß während der pan-pazifischen Trocknis von 1982-83 der Regenwald in einen brennbaren Zustand versetzt wurde und daß brennende bzw. schwelende Kohleflöze offensichtlich seit langer Zeit während extremer Trockenperioden eine potentielle Quelle für Waldbrände darstellen, waren Anlaß zu dieser Studie.

In Ost-Kalimantan sind derzeit etwa 30 brennende Kohleflöze bekannt. Allgemein wurde nach 1983 vermutet, daß diese an der Bodenoberfläche streichenden Kohlelager durch die Waldbrände von 1982-83 entzündet worden seien. In der Studie von Goldammer und Seibert (1989) wird gezeigt, daß diese Flözbrände sehr viel älter sind. Abbildungen 2-4 zeigen, dass die Bodenauflagen (Tonmineralien), die die Kohleflöze überlagern, durch die unterirdischen, aber oberflächennah brennenden Feuer verbacken werden. Dieser Verbackungsprozess ist mit Hilfe der Thermolumineszenzanalyse datierbar und ergab im Falle eines ausgebrannten Flözes ein Alter von ca.13.200-15.300 vor Heute. Weitere, mittlerweile abgeschlossene Analysen des Alters weiterer ehemaliger Flözbrände in der Nähe von Muara Lembak (Einzugsgebiet des Bengalon-Flusses, Ost-Kalimantan) weisen einen Trend von mehr als 20.000 Jahren auf (Goldammer und Goedicke, unveröffentl. Daten). Die Studie geht davon aus, dass die bis an die Bodenoberfläche heraustretenden Flöze durch Blitzschlag in Brand gesetzt worden sind.

Die Radiocarbonanalyse von Brandresten (verkohlte Stammteile und Dipterocarpaceensamen) in nicht-sedimentierten Standorten entlang eines Transektes zwischen der Straße von Makasar bei Sangkulirang und 75 km in das Landesinnere ergaben die in Tabelle 1 aufgeführten Holzkohlealter von 350 bis 17.510 Jahren. Die älteste Datierung fällt dabei in den Zeitraum der möglicherweise trockensten Umweltbedingungen während der letzten Eiszeit. Das Datum 10.560 Jahre vor Heute liegt zu einem Zeitpunkt, der etwa an der Grenze zur einsetzenden Erwärmung und Klimaanpassung an heutige Verhältnisse liegt. Die Daten 350, 1040 und 1280 Jahre sind möglicherweise ein Spiegelbild jüngerer Klimaoszillationen, wie sie im folgenden Abschnitt besprochen werden.

Die Schlußfogerung aus den Altersbestimmungen der Kohlebrände und der Holzkohlefunde ist, daß die

Kohleflözbrände unter den durchschnittlich perhumiden Bedingungen über lange Zeiträume hinweg unter bzw. durch den Regenwald brennen, ohne diesen in Brand setzen zu können. Auslöser dafür ist dann ein ungewöhnliches Trocknisereignis langfristiger oder kurzfristiger Natur, das den Wald und die organische Biomasse in einen leichter entzündlichen und brennbaren Zustand versetzt. Das Entstehen von Waldbränden an den brennenden Flözen ist nicht hypothetisch, sondern wurde in der erwähnten Studie am Fall eines Waldbrandes im Nationalpark Bukit Soeharto während der **ENSO**-Trocknis (Abschn.3.1.2.1) von 1987 beschrieben.

3.1.2 Auswirkungen von extremen Witterungseinflüssen und Klimaoszillationen auf die Brennbarkeit des Regenwaldes

Kritische Faktoren der Brennbarkeit des perhumiden äquatorialen Regenwaldes sind die Höhe und die ganzjährig relativ gleichmäßig verteilten Niederschläge, deren Auswirkungen auf das Innenklima der hallenartig aufgebauten Primärwälder (Luftfeuchtigkeit, Feuchtegehalt des Brennmaterials) und geringe Auflage und Kontinuität der potentiell brennbaren organischen Substanz in Bodennähe. Viele dieser Parameter sind bislang praktisch unbekannt und erst in jüngerer Zeit im Zusammenhang mit der großflächigen Waldumwandlung und -verbrennung in den Tropen in den Blickwinkel wissenschaftlichen Interesses gerückt. Abschätzungen der oberirdischen Biomasse, wie sie von Brown und Lugo (1984), Whitmore (1984) und Kauffman und Uhl (1990) zusammengetragen wurden, zeigen eine große Bandbreite auf. Im Bereich der Neotropis liegt die oberirdische pflanzliche Biomasse zwischen 150-400 t ha^{-1}, in Südostasien erreicht sie bis zu 700 t ha^{-1}. Brown und Lugo (1984) geben für die geschlossenen, produktiven tropischen Laubwälder für Amerika eine durchschnittliche Biomassedichte von ca.155 t ha^{-1} an, für Afrika 237 t ha^{-1} und für Asien 196 t ha^{-1}. Der jährliche Anfall des feinen Brennmaterials (Streu: Blätter, Zweige) bewegt sich nach verschiedenen Untersuchungen in Südostasien zwischen 6 und 11,5 t ha^{-1} pro Jahr (Whitmore 1984).

Während im Zusammenhang mit den Emissionen aus Biomasseverbrennung im Zuge der Waldumwandlung und Vegetationsdegradation die gesamte oberirdische Biomasse- und Kohlenstoffdichte von Interesse sind (Abschn.5), ist für das Auftreten von Feuern in Primär-und Sekundärwäldern, die nicht oder nur indirekt in Zusammenhang mit der Waldrodung stehen, in erster Linie die organische Bodenauflage entscheidend (Totholz, Streu und, soweit vorhanden, Humusauflagen).

Genauere Untersuchungen der Bodenauflage potentiell brennbarer, abgestorbener organischer Substanz in tropischen immergrünen Wäldern Venezuelas und Brasiliens stammen von Kauffman *et al*. (1988) und Uhl und Kauffman (1990). Die darin erfassten Bodenauflagen enthalten, je nach Standort und Bodenart unterschiedlich, zwischen 5 und 51 t ha^{-1} Totholz und zwischen 4 und 81 t ha^{-1} Streu. Im selektiv genutzten Regenwald beträgt der Anteil des Totholzes, erfasst an einem Beispiel im östlichen Amazonasbecken, 173 t ha^{-1}.

Die hohe Luftfeuchtigkeit innerhalb geschlossener Primärwaldbestände hat dabei den entscheidenden Einfluß auf den Feuchtigkeitsgehalt des Brennmaterials. Die meisten Beobachtungen der Luftfeuchtigkeit innerhalb von Regenwaldbeständen und ihr Vergleich zu den Verhältnissen außerhalb (Kahlflächen) und oberhalb (oberhalb des Kronendaches) liegen in Form der Messung der relativen Luftfeuchte vor (Richards 1952). Vergleichende Aussagen über durchschnittliche bodennahe und bodenferne relative Luftfeuchte im Regenwald sind beispielsweise den Beobachtungen von Evans (1939) in einem Primärwald in Nigeria zu entnehmen (Tab.2). Ein typischer Tagesgang der relativen Luftfeuchte liegt aus den Beobachtungen von Aoki *et al*. (1978) aus Malaysia vor (Abb.5).

Uhl *et al*.(1988) und Kauffman und Uhl (1990a) setzen ähnliche Beobachtungen in ein Verhältnis zum Feuchtigkeitsgehalt des bodennahen Brennmaterials. Bei dieser Untersuchung zeigt sich, dass innerhalb eines Primärwaldes die relative Luftfeuchte mittags selten unter 70% fällt. Während der sechsmonatigen Trockenzeit von 1987 sank die relative Luftfeuchte nur wenige Male unterhalb von 65% und ermöglichte damit das Austrocknen des Feuchtigkeitsgehaltes der Bodenauflage (standardisierter ***fuel moisture stick***, Zeitverzugsklasse 10 Stunden) unterhalb von 15% (Grenzwert der nachhaltigen Aufrechterhaltung

Abb.3 und 4. Ansicht von brennenden Kohleflözen im nördlichen Ost-Kalimantan (zwischen Sangkulirang und Muara Wahau; März 1989). Abb. 3 (links) zeigt eine Situation, wie sie in Abb. 2 schematisch dargestellt ist: Umgestürzte Bäume fallen über den brennenden Saum des Flözes, werden dort verkohlt und sind nur gelegentlich in der Lage, ein Feuer in den umgebenden Wald zu tragen. Abb. 4 (rechts) zeigt das Kohleflözfeuer unter einer mehrere Meter starken Auflageschicht, die durch die hohen Temperaturen „verbacken“ wird. Der unterirdische Brand erhält Sauerstoffzufuhr durch Bodenrisse
(Photos: Goldammer; Abb.4 mit Genehmigung des Springer-Verlages).

des Brennvorganges). Für die Blattstreu gemäßigter Laubwälder setzt Albini (1976) diesen Grenzwert der höchstmöglichen Brennmaterialfeuchte auf 25% an, der in der gleichen Versuchsreihe nach den Beobachtungen von Uhl und Kauffman (1990) selbst während der Trockenzeit von 1987 nicht erreicht wurde. Im selektiv genutzten Primärwald,

Tab.2. Relative Luftfeuchte in einem tropischen Primär-Regenwald bei Akilla, Süd-Nigeria (nach Evans 1939)

	Trockenzeit		Regenzeit	
Höhe über dem Boden (m)	0,7	24	0,7	24
Mittleres Maximum (%)	94,7	97,6	96,2	94,9
Dauer des Maximums (h)	14,1	11,0	17,8	11,1
Mittleres Minimum (%)	68,7	61,7	87,4	64,5
Mittleres halbstündiges Minimum (%)	76,6	63,9	92,0	66,9
Mittlere tägliche Bandbreite (%)	18,1	33,7	4,1	28,0

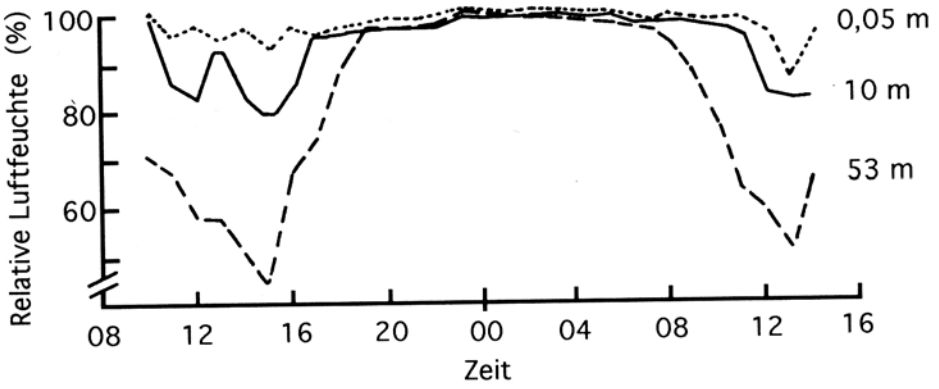


Abb.5. Tagesgang der relativen Luftfeuchte in verschiedenen Höhen über der Bodenoberfläche in einem geschlossenen Tiefland-Regenwald in Pasoh, Malaya, November 1973 (nach Aoki *et al.* 1978).

im Sekundärwald und auf der degradierten Weidefläche wurden die Schwellenwerte von relativer Luftfeuchte und Feuchtigkeit des Brennmaterials jedoch regelmäßig erreicht.

Diese wenigen Grundlagen, die über die Dynamik zwischen Witterung und Brennbarkeit der Regenwälder vorhanden sind und einer dringenden Erweiterung bedürfen, sind dennoch für die Einschätzung von Klimaoszillationen auf die Brennbarkeit des Primärwaldes sehr hilfreich.

3.1.2.1 Klimaoszillationen, Trockenperioden und Feuer in den Regenwaldbiomen Südostasiens

Im insularen und kontinentalen Südostasien treten Klimaschwankungen mit periodischen Trockenereignissen regelmäßig auf. Diese Trockenperioden stehen in Zusammenhang mit dem **ENSO**-Komplex (**El Niño-Southern Oscillation**). Dieses Phänomen zyklischer Klimaoszillationen ist Gegenstand langjähriger klimatologischer Forschung und durchaus kontroverser Auseinandersetzung; die Ursachen dieser Klimaschwankungen sind seit mehr als einem halben Jahrhundert umfassend beschrieben worden (Walker 1923, 1924; Troup 1965; Bjerknes 1969; Rasmussen und Carpenter 1982; Rasmussen und Wallace 1983; Philander 1983a; Wright 1985; synoptisch bei Mack 1989) und sollen daher nur in den wichtigsten bisher bekannten Mechanismen erläutert werden (Philander 1983a; Ramage 1986).

Der Begriff **ENSO** steht für die global am stärksten ausgeprägte interannuelle Klimaschwankung, die ihre Ursache in der Abschwächung der Luftdruckgegensätzen (Druckwippe) zwischen der südostpazifischen Hochdruckzone und der nordaustralisch-indonesischen Tiefdruckzone (**Southern Oscillation**) und der anomalen Erwärmung des Oberflächenwassers im tropischen Pazifik hat (**El Niño**). Unter normalen Umständen ist der Luftdruckunterschied zwischen beiden Zonen so hoch, daß als Ausgleichsströmung entlang des Äquators ein Ostpassat weht, der zu einer Anhäufung warmen Wassers und zur Erhöhung des Meeresspiegels im Westpazifik führt. Vor der südamerikanischen Küste, von der die warmen Oberflächenwasser nach Westen fortgeschoben werden, dringt kaltes, nährstoffreiches Tiefenwasser an die Oberfläche. Bei Indonesien treffen Ostpassat und Westwinde zusammen und führen zu einem Aufsteigen und Abregnen der Luftmassen, die dann in der Höhe nach Osten zurückfließen und über dem zentralen und östlichen Pazifik absinken und dort niederschlagsfreies Wetter bringen (Walker-Zirkulation).

Der Vorbote eines El Niño ist die Verlagerung der wolken- und niederschlagsreichen Konvektionszone nach Osten zwischen Neu Guinea und der Datumsgrenze. Das Druckgefälle (SO-Index) zwischen beiden Drucksystemen (Bezugsstationen sind Darwin [Australien] und Tahiti) wird durch die Erhöhung des Bodenluftdruckes in Darwin abgeschwächt, so dass es zu einer Abschwächung bzw. Zusammenbrechen des Passatsystems kommt. Das im Westpazifik angestaute warme Wasser fließt nach Osten zurück und senkt die Tiefe der Thermokline vor der südamerikanischen Küste ab, so dass es dort zu anomaler Erwärmung des Oberflächenwassers kommt (El Niño). Die erwärmte Meeresoberfläche erzeugt eine aufsteigende Luftströmung, die zur Erhöhung der Niederschläge an der südamerikanischen Küste führt. Durch die Verschiebung des aufsteigenden Astes der Walker-Zirkulation nach Osten dreht sich die Luftströmung in der oberen Troposphäre nach Westen und sinkt über Südostasien herab. Diese anomal trockenen Luftmassen führen zu den Trockenperioden im ENSO-Takt, deren Auswirkungen bis auf den indischen Subkontinent spürbar sind.

Nach den Untersuchungen von Berlage (1957) traten 93% aller zwischen 1830 und 1953 in Indonesien aufgetretenen Dürreperioden während eines ENSO-Ereignisses auf. Die systematische Auswertung der Niederschläge seit 1940 durch Leighton (1984) zeigte, daß von den 11 Dürreperioden (1941-42, 1951, 1957, 1961, 1963, 1969, 1972, 1976, 1979-80, 1982-83 und 1987) die meisten mit ENSO-Ereignissen verbunden waren. Die extremsten Dürreperioden traten 1941-42, 1972 und 1982-83 auf, die Dürre von 1961 war unabhängig von einem ENSO-Ereignis, und der ENSO von 1965 führte zu keiner Dürre.

Die Trocknis von 1982-83 war das Ergebnis eines extrem weiten, anomalen Verlagerung der Konvektionszone in den östlichen Pazifik, mit der Folge, dass der SO-Index ein Rekord-Tief verzeichnete (Philander 1983b).

In Nord- und Ost-Borneo begann der Niederschlag im Juli 1982 abzufallen, und das Niederschlagsdefizit hielt bis April 1983 an, unterbrochen von einer kurzen Regenzeit im Dezember 1982. Die Monatsniederschläge fielen insbesondere entlang der Küste bis etwa 200 km landeinwärts erheblich ab. In Samarinda, in der Nähe der Küste von Ost-Kalimantan betrug der Niederschlag zwischen Juli 1982 und April 1983 nur ca. 35% des langjährigen Durchschnitts (Abb.6a). Das Niederschlagsdefizit landeinwärts ist für die Stationen Kota Bangun (Entfernung zur Küste 100 km), Melak (150 km) und Bulungan (300 km) ebenfalls aus Abb.6 ersichtlich (Goldammer und Seibert 1990).

In Nord-Borneo war das Niederschlagsdefizit während der Dürre von 1982-83 ähnlich. Woods (1987) berichtet von einem durchschnittlichen Rückgang der Niederschläge von 60% an fünf Messstationen. In Sarawak war das Niederschlagsdefizit nach Marsh (pers.comm, in Goldammer und Seibert 1990) nicht stark ausgeprägt.

Die Informationen über frühere ENSO-Trocknisse in Indonesien sind vereinzelt. Die Untersuchungen von Berlage (1957) zeigen, dass 93% aller Monsun-Dürren zwischen 1830 und 1953 in Verbindung mit einem ENSO-Ereignis standen. In einer vergleichenden Analyse der ENSO-Parameter von 1877-78 und 1982-83 zeigen Kiladis und Diaz (1986) die Ähnlichkeit beider Ereignisse auf, die als die extremsten der in beiden Jahrhunderten beobachteten Klimaschwankungen angesehen werden (s.a. Quinn *et al*. 1978). Während dieser Dürre erhielt Djakarta in der Zeit von Mai 1877 bis Februar 1878 nur 30% des durchschnittlichen Niederschlages, gefolgt von einer weiteren Trocknis zwischen Juli und Dezember 1878.

Die jetzt aufbereiteten klimatischen Informationen spiegeln sich in einigen Beschreibungen der Auswirkungen dieser extremen Trocknisereignisse wieder. Der dänische Zoologe Bock, der 1878 die Tiefland-Regenwälder des Kutai-Distriktes (Ost-Kalimantan) bereiste, berichtet von einer Dürre und Hungersnot im vorhergehenden Jahr (Bock 1881). Weiterhin beschreibt er, dass etwa ein Drittel aller Bäume im Bereich von Muara Kaman am mittleren Mahakam aufgrund der Trocknis abgestorben waren. Kürzlich erfolgte Untersuchungen am mittleren Mahakam zeigen, dass in den dortigen Sumpfwäldern erhebliche Störungen vor etwa 80-100 Jahren aufgetreten sein müssen (Weinland 1983).

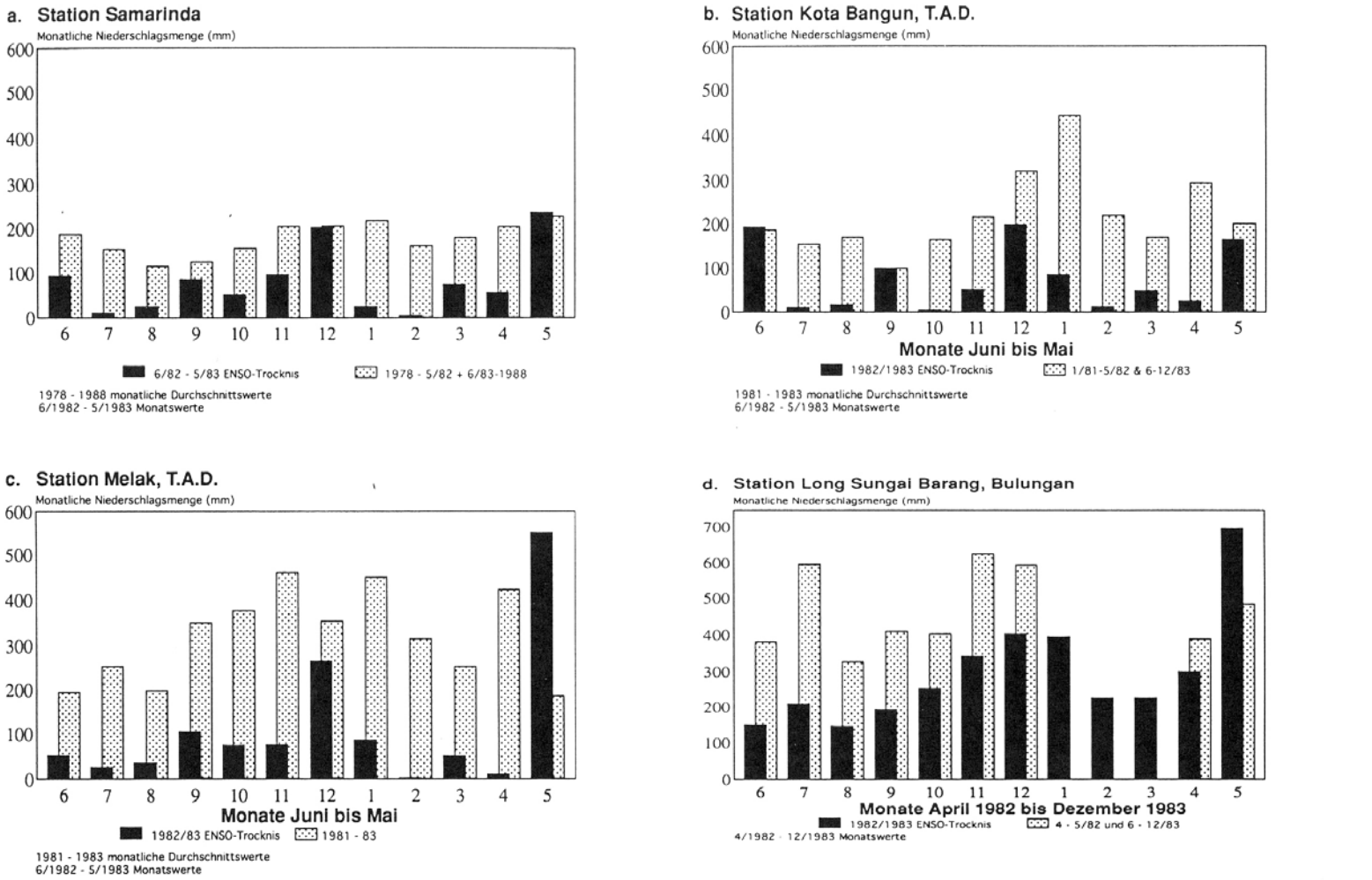
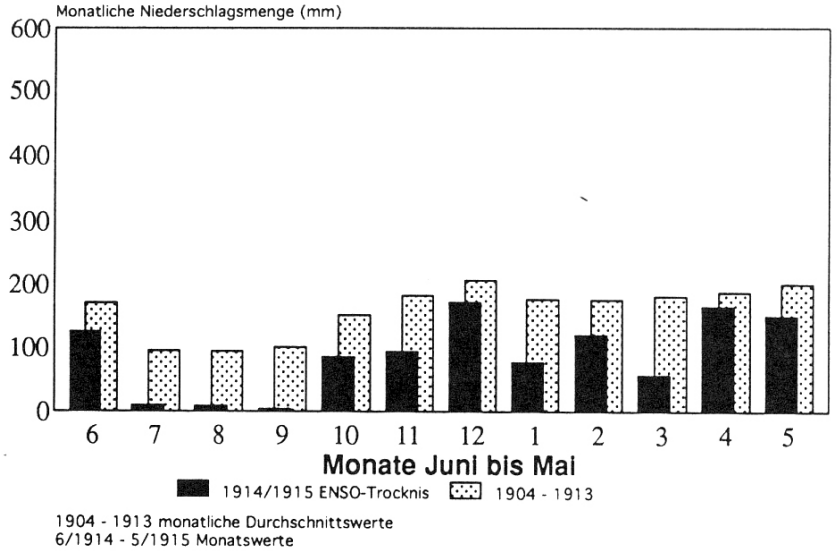


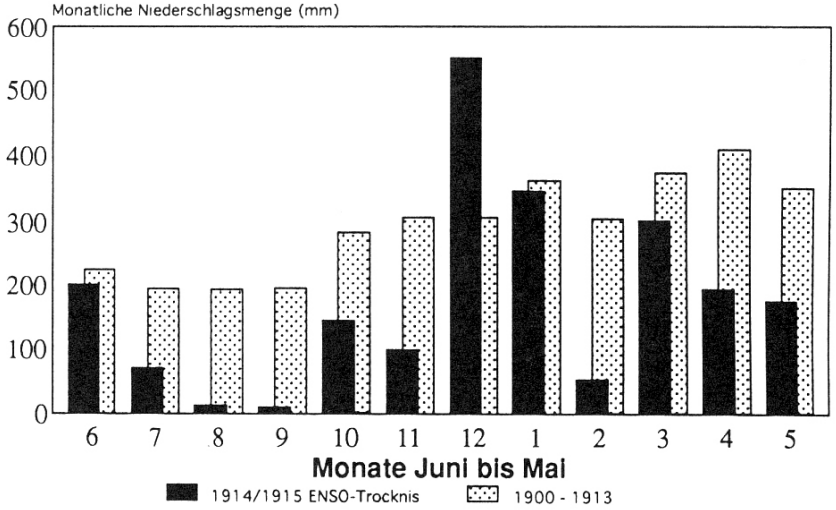
Abb.6a-d. Monatlicher Niedrschlag in Ostkalimantan während der ENSO-Trocknis 1982-83 (schwarze Säulen) und der langjährigen Durchschnittswerte (punktierte Säulen, unterschiedliche Beobachtungsperioden, nach Verfügbarkeit von Daten). Beschreibung im Text (nach Goldammer und Seibert 1990).

a. Station Samarinda



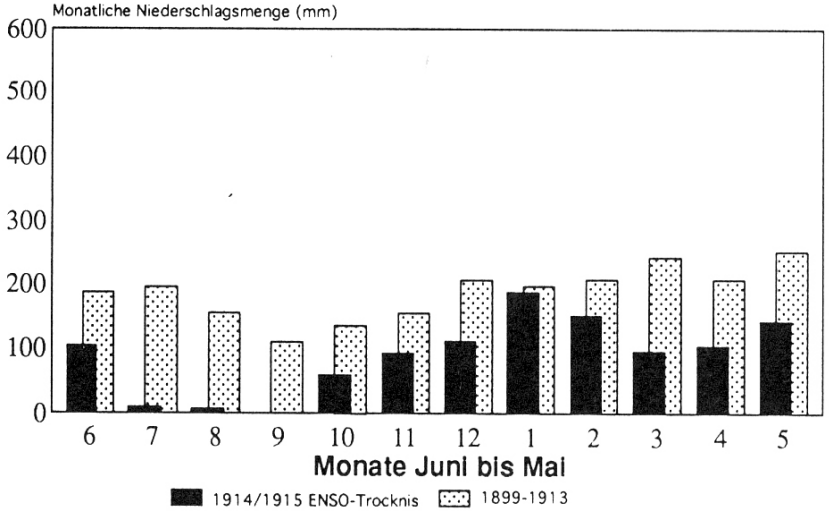
1904 - 1913 monatliche Durchschnittswerte
6/1914 - 5/1915 Monatswerte

b. Station Long Iram



1900 - 1913 monatliche Durchschnittswerte
6/1914 - 5/1915 Monatswerte

c. Station Balikpapan



1899-1913 monatliche Durchschnittswerte
6/1914 - 5/1915 Monatswerte

Abb.7a-c. Monatlicher Niederschlag in verschiedenen Stationen in Ost-Kalimantan während der ENSO-Trocknis von 1914-15 und langjähriger Mittel zwischen 1899 und 1913.

Beschreibung der Lage der Stationen im Text (nach Goldammer und Seibert 1990).

Während bei Bock (1881) keine Hinweise auf Waldbrände gegeben sind, berichten Goldammer und Seibert (1990) von einer Befragung Einheimischer. Danach wird beispielsweise das Auftreten von Feuern in der Region um Muara Lawa am Kedang Pahu in der fraglichen Zeit überliefert. Grabowsky (1890) berichtet von einem Waldbrand auf dem Batu Sawar und dem Batu Puno (zwei Bergmassive im mittleren Süd-Kalimantan, ca.70 km landeinwärts), der einige Jahre vor seinem Besuch 1881-84 aufgetreten sein musste. Dieses Feuer, das die beiden Berge völlig entwaldete, fällt in den gleichen Zeitraum des ENSO-Ereignisses von 1877-78.

Während der Trocknis von 1914-15 wurden auf Borneo verschiedene Feuer registriert. Cockburn (1974) berichtet von einem Feuer nach einer extremen Trocknis, das eine Fläche von ca.80.000 ha Regenwald, einschließlich der Rohhumusauflagen, völlig niederbrannte; diese Brandfläche bildet das heutige Grasland der Ebene von Sook in Sabah. In der o.a. Region von Muara Lawa wird für die Zeit ebenfalls das Vorkommen von Feuern überliefert (Goldammer und Seibert 1990); bestätigt werden diese Überlieferungen durch den Expeditionsbericht von Endert (1927) und durch Überlieferung von Feuern bei Modang (Pasir-Distrikt, Ost-Kalimantan)(Goldammer und Seibert 1990). Das Niederschlagsdefizit von 1914-15 wird durch die Beobachtungen der Stationen Balikpapan und Balikpapan (beide an der Ostküste von Ost-Kalimantan) und Long Tram (ca.180 km landeinwärts) bestätigt (Abb.7).

Besonders starke Trockenheit und ausgedehnte Waldbrände werden von anderen Orten des indonesischen Archipels für die Jahre 1902, 1913-14 und 1918 (Arunjo), 1924-25 (Süd-Surabaya) und 1940 (Java) berichtet (Anonymus 1904; Ritsema van Eck 1920; Anonymus 1926; Burger 1941).

Ausgedehnte Waldbrände werden von Brunei während der 6-wöchigen Trocknis von 1958 berichtet (Brünig 1971), kleinere Feuer in Diperocarpaceenwäldern und *Dacrydium elatum*-Wäldern im Tiefland von Sabah und Brunei wurden von Fox (1976) beschrieben.

Die Auswirkungen des ENSO-Ereignisses von 1982-83 waren weltweit durch das Auftreten von extremen Dürreperioden oder ungewöhnlichen Niederschlagsereignissen gekennzeichnet. Neben den im folgenden Abschnitt besprochenen Feuern in Borneo brachte die westpazifische Trocknis vor allem ausgedehnte Waldbrände in Australien (***Ash Wednesday Fires***) auf ca. $2x10^6$ ha mit sich (Australian Forestry Council 1984). Auf den südlichen Philippinen kam es im ausgetrockneten Regenwald von Mindanao zu Feuern auf einer Fläche von ca. 20.000 ha (Goldammer 1985a). Die Dürre in Nordostbrasilien erinnert an ähnliche Verhältnisse in Zusammenhang mit der ENSO-Trocknis von 1877 (Brooks 1971). Von dort liegen ebenso keine Berichte über vermehrtes Auftreten von Feuern vor, wie aus den Dürregebieten Afrikas und Indiens.

3.1.2.2 Umfang und Auswirkungen der Regenwaldbrände in Borneo 1982-83

Die ausgedehnten Regenwaldbrände in Borneo während der ENSO-Trocknis von 1982-83 entstanden im Wesentlichen im Zuge der Walderschließung, Waldumwandlung und des Wanderfeldbaues. Der Beitrag der natürlichen Kohleflözbrände oder von Blitzschlagfeuern ist nicht bekannt. Es ist allerdings anzunehmen, dass im Nordosten Ost-Kalimantans die Kohleflözfeuer, ähnlich wie 1987, hier eine zusätzliche Brandursache darstellten.

Einschätzungen über den Umfang und den ersten visuellen Impakt der Regenwaldfeuer sind in verschiedenen Berichten festgehalten (Wirawan und Hadiyono 1983; Boer 1984; Johnson 1984; Leighton 1984; Lennertz und Panzer 1984; Malingreau *et al.*1985; Woods 1987). Nach diesen verschiedenen Berichten ist anzunehmen, daß in Borneo eine Landfläche von etwa $5x10^6$ ha vom Feuer betroffen wurde. Allein in Ost-Kalimantan wurden Feuer- und Trocknisschäden auf einer Fläche von $3,26x10^6$ ha registriert. Von den betroffenen $2,1x10^6$ ha Waldflächen wurden $0,68x10^6$ ha als leicht beschädigt ausgewiesen, $0,83x10^6$ ha mit mittelschweren Schäden und $0,66x10^6$ ha mit schweren Feuerschäden. Von insgesamt $0,49x10^6$ ha Sumpfwald wurden 90.000 ha völlig zerstört (ITTO 1989). Auf Grundlage von verschiedenen Untersuchungen auf den von Waldbrand betroffenen Flächen stellen sich die Ereignisse in den drei

wichtigsten Waldtypen wie folgt dar:[2]

Primärwald

Nach den bei Leighton (1984) aufgeführten Beobachtungen begannen die herrschenden Bäume nach Einsetzen der Trockenheit im Februar und März 1982 ihre Blätter abzuwerfen. Die im März/April auf die Primärwälder übergreifenden Feuer konnten sich in der ausgetrockneten Laubstreu ausbreiten. Offensichtlich kam es hier in der Regel zu Bodenfeuern, die gelegentlich über ausgetrocknete Lianen und andere Schlingpflanzen in die Kronen aufsteigen konnten. Der bei einigen Dipterocarpaceen übliche Harzausfluß hat möglicherweise auch zu den verschiedentlich beobachteten Kronenfeuern beigetragen, die von Augenzeugen als förmliche "Explosionen" der Kronen beschrieben wurden.

Im Bereich der ITO-Konzession, südwestlich des Kutai-Nationalparkes, und innerhalb des Parks wurden große Waldareale zweimal überbrannt. Das zweite Feuer entwickelte in den durch Trocknis und Feuer geschädigten Beständen aufgrund der größeren Menge verfügbaren Brennmaterials eine höhere Intensität und führte in diesen doppelt überbrannten Flächen zu einem Totalausfall der Baumschicht. Lediglich entlang der Wasserläufe wurden 5-20 m breite unverbrannte Primärwaldgürtel belassen, die allerdings nicht mehr als 5-10% des insgesamt betroffenen Gebietes ausmachten (Leighton 1984).

Ein Bericht von Wirawan (1983) zeigt auf, daß in den ungebrannten Dipterocarpaceen-Primärwäldern die Auswirkungen der Trocknis auf Bäume stärker Durchmesserklassen größer war als auf die geringeren Durchmesserklassen. Danach waren 70% der Bäume mit einem BHD >60 cm abgestorben, während die Mortalitätsrate der Durchmesser 30-60 cm nur 40% betrug und <30 cm BHD ca. 20-30%. Die trocknisbedingte Verteilung der Durchmesser war in den ungebrannten und selektiv genutzten Wäldern ähnlich. In den nicht genutzten und nicht gebrannten Primärwäldern mit dominierendem Eisenholz (*Eusideroxylon zwageri* T & B) starben nur 15% aller Bäume ab, die im Wesentlichen zur Gattung *Shorea* spp. gehörten. Eisenholz überlebte hingegen selbst auf Standorten mit schlechter Wasserversorgung. In gebrannten Eisenholz-Primärwäldern starben im Wesentlichen die schwächeren Durchmesserklassen ab (75% <5 cm BHD, 50% 5-10 cm BHD, 8-15% >10 cm BHD). Wirawan's Vermutung, dass ein weiteres, verzögertes Absterben aufgrund von Rindenschäden zu erwarten sei, konnte bislang nicht bestätigt werden.

Selektiv genutzter Primärwald

Die verschiedenen Untersuchungen stimmen überein, dass die Brand-und Trocknisschäden in den selektiv genutzten Primärwäldern bei zunehmenden vorausgegangenen Eingriffen auch anstiegen. Durch die Eingriffe der selektiven Nutzung, die im Falle der kommerziell gut verwertbaren Dipterocarpaceenwälder sehr viel stärker ist als in den Feuchtwäldern Afrikas und Südamerikas, enstehen groß Lücken durch Fällung, Fällungsschäden und Bringungsschneisen. Die in diesen aufgebrochenen Beständen aufkommende und noch bodennahe Sekundärvegetation ermöglicht aufgrund ihrer Bodennähe die Entstehung und Ausbreitung von Bodenfeuern und in Einzelfällen auch von Kronenfeuern im verbleibenden Oberstand. Die Eigenschaften der einwandernden Pionierbaumarten verstärken diesen Effekt. Die Pionierarten sind generell durch extrem große Blätter gekennzeichnet, die eine sperrige und sehr leicht austrocknende Streuschicht bilden, in der sich Bodenfeuer mit großen Flammenhöhen ausbreiten können (Abb.8a).

---

[2] Diese Daten sind das Ergebnis eines ITTO-Projektes **"Investigation of the Steps Needed to Rehabilitate the Areas of East Kalimantan Seriously Affected by Fire"** (ITTO 1989). Die Ergebnisse dieses umfangreichen Projekts, das Ende der 80er Jahre durchgeführt wurde, sind in einer Serie von 12 Berichten über die Auswirkungen der Waldbrände auf die Waldgesellschaften, den Boden, Wildtiere, Fischerei und Hydrologie, Sozioökonomie und und Forstindustrie zusammengefaßt. Da bei Abfassung dieses Buches die fertiggestellten Berichte noch nicht vorlagen, wird im Folgenden auf die anfangs zitierten Beobachtungen aus Mitte der 80er Jahre zurückgegriffen.

Hinzu kommen die nicht unerheblichen Mengen nicht genutzter Biomasse (Astholz, Fällungsschäden, nicht genutztes Holz aus der Trassenkonstruktion), die bei den langen Trockenereignissen austrocknen können und Voraussetzungen für Boden- und Kronenfeuer hoher Intensität schaffen. Die Zunahme von Sekundärschäden durch Insekten- und Pilzbefall, die auch an lebenden, trocknisgeschädigten Bäumen (Verlust von Blattmasse) beobachtet werden, erhöht zusätzlich die potentiell brennbare Biomasse (Lennertz und Panzer 1984).

Der Vergleich von Mortalitätsraten in durchbrannten Primärwäldern und selektiv genutzten Primärwäldern bestätigt den höheren feuerbedingten Ausfall in den aufgebrochenen Beständen (Tab.3).

Sumpf- und Moorwald

In den Sumpf- und Moorwäldern trockneten die organischen Auflagen stellenweise bis zu einem halben Meter und mehr aus. Johnson (1984) berichtet von einem Eindringen des Feuers bis in eine Tiefe von 2 m. Die nahezu völlige Mortalität der flachwurzelnden Bäume ist allein schon durch den Trockenstreß zu erklären. Die in die organischen Auflagen hineinbrennenden Feuer haben darüber hinaus einen sehr vollständigen Verbrennungsvorgang zur Folge, der in seinen Eigenschaften mit den Bedingungen der Rohhumusfeuer in nördlichen borealen und circumpolaren Ökosystemen verglichen werden kann (Wein 1983; Goldammer und Di 1990; s.a. Abschn.3.6.2).

Abb.8a-c. Bodenfeuer in einem Tieflandregenwald (Nationalpark Bukit Soeharto, Ost-Kalimantan), während der ENSO-Trocknis 1987 von einem brennenden Kohleflöz ausgehend (a).
Gesamtansicht eines 1982 durchbrannten Primärwaldes im Nordosten der Provinz Ost-Kalimantan (b) und Detailansicht der Regeneration des durchbrannten Waldes fünf Jahre nach dem Feuer (c) (Abb.a aus Goldammer und Seibert 1990; mit Genehmigung des Springer-Verlages).

Tab.3. Vergleich der Mortalitätsraten von Bäumen zwischen 10 und 60 cm BHD in durchbranntem Primärwald bzw. selektiv genutztem Primärwald, Sabah (Nordborneo) (nach Woods 1985)

	Primärwald	selektiv genutzter Primärwald
ursprüngliche Anzahl der Bäume	1372	964
Anzahl der überlebenden Bäume	565	139
Anzahl der abgestorbenen Bäume	807	825
Mortalitätsrate (%)	59	86

3.1.2.3 Anpassung der Regenwaldvegetation an Trocknis und Feuer

Es liegt auf der Hand, dass die Regenwaldvegetation bestimmte adaptive Mechanismen zur Anpassung an Witterungsextreme und auch Feuer entwickelt haben muß, um mit diesen Störungen überleben zu können. Untersuchungen von Brünig (1969) und Woods (1987) im nördlichen Borneo zeigten, dass niederschlagsarme Perioden unterhalb der für den Regenwald als überlebensnotwendig erachteten monatlichen Marge von 100 mm durchaus häufig vorkommen. Verschiedene Untersuchungen in Borneo zeigen, dass diese klimatische Saisonalität entlang eines Küstenstreifens von ca. 200 km Tiefe am stärksten ausgeprägt ist.

Nach Brünig (1969, 1971) weisen xeromorphe Merkmale der Heidewaldvegetation von Nord-Borneo auf häufigeren Trockenstress hin. Auch hinsichtlich der Blattproduktion und des Laubabwurfes ergibt sich bei vielen Baumarten des Regenwaldes eine Saisonalität, die in Verbindung mit Trockenstress steht. Whitmore (1984) trug hierzu verschiedene Beobachtungen über verstärkten Laubabwurf während der Zeit häufiger wahrscheinlichen Trockenstresses zusammen. Der Laubabwurf und die Bildung einer Laubstreuschicht in der relativ trockenen Jahreszeit ist in den äquatornahen Regenwaldbiomen nur vereinzelt ausgeprägt. Es kann daher nicht als ein Merkmal angesehen werden, das auf das Vorliegen eines Feuerökosystems hinweist, so wie dies in den saisonalen und äquatorferneren regengrünen und halbimmergrünen Wäldern der Fall ist.

Eines der wesentlichen Kriterien der Feueranpassung ist der Charakter der Borke, die den Schutz des temperaturempfindlichen kambialen Gewebes vor dem Feuer ermöglichen kann (Martin 1963). Im Allgemeinen sind Sämlinge und stangenholzgroße Pflanzen des Feuchtwaldes aufgrund ihrer extrem dünnen Borke sehr feuerempfindlich. Bei einigen Familien, wie etwa bei den Lauraceen, sind diese Merkmale auch für ältere Bäume typisch. Ansonsten entwickeln die Regenwaldbäume ab einem Durchmesser von etwa einem Meter eine große Bandbreite von morphologischen Merkmalen. Dies gilt insbesondere für die Dipterocarpaceen (Whitmore 1962a,b,c,d, 1963). Uhl und Kauffman (1990) fanden bei der Aufmessung von 699 Primärwaldbäumen im östlichen Amazonasbecken eine Bandbreite von 1,5 bis 28,9 mm Borkenstärke in 1,5 m Höhe. Extreme Widerstandsfähigkeit gegen intensive Boden- und Kronenfeuer zeigt die Familie der Palmen innerhalb ihres pantropischen Verbreitungsgebietes. Einer der typischen Vertreter im Tieflandregenwald Borneos ist *Borassodendron borneensis* Dransfield (Bindang),

eine Palmenart, deren Überleben insbesondere nach den Feuern von 1982-83 ins Auge gefallen ist (Goldammer und Seibert 1990). Ähnliche Beobachtungen liegen für andere Regionen der Tropen vor (Abschn.3.3.1).

Das Wiederausschlagvermögen (Stockausschlag, epikormische "schlafende Zellen" in der Rinde von Stamm und Wurzeln) ist ein weiteres Merkmal der Überlebensfähigkeit nach einem Feuer. Die hierzu vorliegenden Untersuchungen stammen im Wesentlichen aus der Ökologie der Brandrodung (Sukzession), da das Feuer im natürlichen Umfeld des stehenden Regenwaldes bislang noch kein entsprechendes Forschungsinteresse gefunden hat (Kauffman und Uhl 1990). Uhl *et al*. (1988) berichten, daß 55% der Sekundärwaldarten in einer Beobachtungsfläche in Ost-Amazonien aus Stockausschlag entstanden. In der gleichen Region berichtet Kauffman (im Druck) von einem Ausschlagvermögen bei 80% aller beobachteten Familien und 65% aller auf der überbrannten Fläche vorkommenden Arten. In den Dipterocarpaceenwäldern Ost-Kalimantans ist die vegetative Regeneration offensichtlich geringer ausgeprägt, als in den Regenwäldern der Neotropis. Die Sekundärvegetation auf einer ungebrannten und einer gebrannten Rodungsfläche bei Lembake (Ost-Kalimantan) setzte sich zu 42% und 29% respektive aus Stockausschlag zusammen, die ausschließlich zu Primärwaldarten, darunter auch Dipterocarpaceen, zählten (Kartawinata *et al*. 1980). Bislang vorliegende Beobachtungen gehen davon aus, daß das Regenerationspotential nach einem zweiten Überbrennen in der frühen Sukzessionsphase nach Feuer weiter drastisch herabgesetzt wird.

Der Verjüngung durch Samen kommt damit eine bedeutende Rolle zu. Das Feuer kann den Verjüngungsprozess durch Samen direkt (Verbrennung bodenaufliegender Samen oder über Versengung der Krone) und indirekt (Erhitzung der Samenbank im Oberboden) beeinflussen (Abschn.3.1.3.2). Ein entscheidendes Moment für den Verjüngungserfolg eines feuergeschädigten Bestandes ist der Zeitpunkt des Feuereingriffes in seinem zeitlichen Bezug auf Samenfall und Samenreife. Der Verjüngungserfolg ist weiterhin bestimmt durch die Größe der betroffenen Fläche (***gap***) und die Verjüngungseigenschaften der betroffenen Bäume (Fall- bzw. Transportentfernung und die Dauer der Keimfähigkeit der Samen im und auf dem Boden). Die Dipterocarpaceensamen weisen hier relativ ungünstige Bedingungen für die Wiederbesiedelung größerer, vom Feuer stark betroffenen Flächen auf, da ihre schweren Samen, wenn auch geflügelt, meist nicht weiter als 40 bis 50 m transportiert werden (Burgess 1970, 1975; Fox 1972). Die Samenbank von umgewandelten Flächen enthält mit häufigerem Überbrennen auch zunehmend weniger Samen von Sukzessionsbaumarten (Uhl und Clark 1983).

3.1.3 Regeneration des Regenwaldes nach Feuer

Über die Auswirkungen von Feuer in stehenden Regenwaldbeständen auf die Verjüngung liegen bislang nur Beobachtungen aus Borneo vor. Innerhalb der von den Feuern 1982-83 betroffenen Bestände wurden vom Autor Beobachtungsflächen ermittelt, die bereits vor dem Feuer inventarisiert waren. Diese Flächen wurden nach dem Durchlaufen des Feuers durch eine Initiative des Autors nochmals aufgenommen (Boer *et al*. 1988a,b). Sie werden im Nachfolgenden erläutert. Neben diesen beobachteten Primärwaldflächen liegen auch vereinzelte Untersuchungen über benachbarte selektiv genutzte Primärwaldflächen vor. Die vom Feuer betroffenen Sumpfwälder (***peat-swamp forests***) wurden nicht untersucht, da die Feuer in den ausgetrockneten organischen Auflagen und den darauf stockenden Beständen die Waldvegetation und sonstige Biomasse vollständig verbrannten und die Neu-Etablierung des Waldes dort mit sehr langwierigen Prozessen der Bildung organischer Auflagen und der Einwanderung verbunden sein wird. Die Auswirkungen des Feuers in stark genutzten bzw. sekundären Wäldern werden den Eingriffen der Brandrodung gleichgesetzt, so daß hier auf eine breitere Literatur verwiesen werden kann (Abschn.3.1.3.2).

3.1.3.1 Verjüngung nach Flächenbränden in stehenden Beständen

Die Beobachtungen der Sukzession in feuergeschädigtem, nicht selektiv genutztem Primärwald waren auf einer Versuchsfläche in Lembake bei Samarinda (Ost-Kalimantan) möglich,die im Rahmen des UNESCO-Programmes "**Man and Biosphere**" im Jahr 1976 aufgenommen worden war (Riswan 1976, 1982). Diese im Jahr 1983 durchbrannte Fläche wurde dann im gleichen Jahr vor und nach dem Feuer nochmals aufgenommen (Suyono 1984; Riswan and Yusuf 1986) und nach der nächsten ENSO-Trocknis 1987 wiederholt inventarisiert (Boer *et al*. 1988a, 1988b). Diese Beobachtungsplots wurden, wenngleich sie unterschiedlich groß waren, hinsichtlich ihrer Entwicklung in Vergleich gesetzt (Goldammer und Seibert 1990). Die Inventur von Ende 1987 zeigt, dass der Primärwald nach 4½ Jahren einen Zuwachs von Arten, Stammzahl und Grundfläche gegenüber 1983 aufweist. Die Dipterocarpaceen und Euphorbiaceen sind dabei die wichtigsten Familien innerhalb der Durchmesserklasse >10 cm BHD. Eisenholz (*Eusideroxylon zwageri*) ist dabei die am häufigsten vorkommende Art. Dabei zeigt insbesondere die Untersuchung von Boer *et al*. (1988), dass im Jahr 1987, viereinhalb Jahre nach dem Brand und im Vergleich zur Aufnahme von 1983, die relative Bedeutung der Dipterocarpaceen über den Ausdruck des ***Importance Value Index*** (Curtis und Cottam 1964) erheblich vergrößert wurde. Einige Gebiete innerhalb des Kutai-Nationalparkes, insbesondere innerhalb von 40 km Entfernung von der Küste, wurden wesentlich stärker als die bei Samarinda beobachteten Flächen geschädigt. In diesen Primärwäldern, die offensichtlich einer stärkeren Austrocknung und einem stärkeren Feuereingriff unterlegen waren, zeigte sich 4,5 Jahre nach dem Brand nur ein geringer Anteil an Dipterocarpaceen-Verjüngung im Vergleich zu den Pionierbaumarten (Miyagi *et al*.1988; Tagawa *et al*.1988).

In schwach selektiv genutzten Beständen des Nationalparks Bukit Soeharto, in denen unbeschädigte Dipterocarpaceen im Oberstand verblieben waren, fand Noor (1985) ausreichende Verjüngung von Dipterocarpaceen im Sämlingsstadium. In derartigen Beständen läßt sich im Verlauf der Sukzession daher eine Verschiebung zugunsten des Anteils von Dipterocarpaceen erwarten (Tab.4).

Tab.4. Anteil von Dipterocarpaceen und anderen Familien in verschiedenen Altersstufen (Sämlinge, Jungwuchs, Oberstand) in einer durchbrannten Beobachtungsfläche im Nationalpark Bukit Soeharto, Ost-Kalimantan, bei Km 54 der Straße Balikpapan-Samarinda. Zeitpunkt des Feuers: 1982, Zeitpunkt der Untersuchung: 1985 (nach Noor 1985)

	Familien	%	n/ha
Sämlinge (seedlings)	Dipterocarpaceen	51,2	13.467
	andere Familien	48,8	12.817
Jungwuchs (saplings)	Dipterocarpaceen	10,0	400
	andere Familien	90,0	3.600
Oberstand (trees)	Dipterocarpaceen	20,5	50
	andere Familien	79,5	193

Hatami (1987) bestätigt diese Tendenz mit einer Untersuchung im gleichen Gebiet, wo er unter den Dipterocarpaceen-Sämlingen einen Anteil von 42% und unter dem Jungwuchs (***saplings***) einen Anteil von 21% feststellt; während der Anteil der Pionierbaumarten beim Jungwuchs (***saplings***) noch ca. 24% beträgt, ist ihr Anteil bei den Sämlingen drei Jahre nach dem Feuer mit ca.7% sehr gering.In stärker gestörten und feuergeschädigten Flächen sind die bedeutendsten Pioniere *Macaranga* spp., *Anthocephalus* spp., *Mallotus* spp. und *Trema orientalis* (Abb.8b,c).

Der Vergleich zwischen einer Primärwaldfläche und einer 35-jährigen Sekundärwaldfläche war durch die Erhebungen auf den MaB-Plots möglich. Die Ergebnisse von Riswan und Yusuf (1986) sind in Tabelle 5 zusammengestellt und zeigen die Entwicklung beider Flächen zwischen 1976 und 1983 und die Auswirkungen des Waldbrandes von 1983.

Die das Feuer überlebenden Bäume werden in dieser Arbeit mit dem Merkmal "***resprouting***" beschrieben. Wenngleich hier die Charakteristika des Feuers, insbesondere Feuerverhalten und Brennmaterial, nicht bekannt sind und in der Untersuchung der Begriff "resprouting" auch nicht im Sinne von "Ausschlagen eines abgetöteten Individuums" verwendet wird, so lassen sich aus der Erfassung der überlebenden Arten dennoch Rückschlüsse auf die Anpassungsfähigkeit an das Feuer ableiten (Tab.6). Interessant ist auch bei dieser Untersuchung festzustellen, dass Eisenholz (*Eusideroxylon zwageri*) unter den überlebenden Bäumen stark vertreten ist.

Tab.5. Nebeneinanderstellung von Bestandesmerkmalen (Bäume >10 cm BHD in einem Primärwald (1,6 ha) und einem 35-jährigen Sekundärwald (0,8 ha) bei Lembake, Ost-Kalimantan, zwischen 1976 und 1983 und einige Auswirkungen des Waldbrandes von März 1983 (nach Riswan und Yusuf 1986)

Merkmal	Primärwald	Sekundärwald
1976		
Anzahl Arten	209	121
Genera	125	89
Familien	44	39
Bäume/ha	445	578
Grundfläche (m^2/ha)	33,74	21,94
1976-1983		
Abgestorbene Bäume pro Jahr	9	17
Neue Bäume pro Jahr	4	7
davon insgesamt		
Arten	42	26
Genera	28	23
Familien	20	16
1983		
Verbrannte Bäume/ha	79	187
Stehender Bestand:		
Arten/Plot	199	103
Genera/Plot	133	69
Familien/Plot	41	34
Bäume/ha	335	318
Grundfläche (m^2/ha)	26,46	11,51

3.1.3.2 Ökologische Auswirkungen von Slash-and-Burn

Mangels weitergehender Untersuchungen über die Auswirkungen von Feuer in stehenden Regenwaldbeständen sollen hilfsweise Untersuchungen über die Einwirkung der Brandrodung auf Boden und Vegetation herangezogen werden. Zum Verständnis der unterschiedlichen Einwirkung von Brandrodungsfeuern und Lauffeuern in stehenden Beständen muss berücksichtigt werden, dass der Eingriff des völligen oder teilweisen Kahlschlages grundlegend unterschiedliche Voraussetzungen für den Impakt des Feuers schafft: Bei der Brandrodung werden erheblich höhere Mengen oberirdischer Biomasse verbrannt, als bei einem Bodenfeuer in einem stehenden Bestand. Dabei treten vor allem höhere Temperaturen auf, deren Einfluss auf Boden und Vegetation sich vor allem aufgrund der langen Verweilzeit des Feuers auswirkt.

Boden

Die Menge der oberirdischen Biomasse bewegt sich nach den Angaben in Abschnitt 5.1.2 in Primärwäldern in einer Bandbreite von 150 bis 700 t ha^{-1} und in jüngeren Sekundärwäldern unter 100 t ha^{-1}. Hiervon wird in den meisten Fällen zwar nur ein Teil erfolgreich verbrannt, der aber zu erheblichen Temperaturerhöhungen an der Bodenoberfläche führt. Während die oberirdischen Temperaturen oberhalb des Mineralbodens sich nach mehreren Untersuchungen zwischen 400 und 650°C bewegen (Zinke *et al*. 1978; Sertsu und Sanchez 1978; Ewel *et al*. 1981), kann der Mineralboden, je nach thermaler Leitfähigkeit (Substrat, Feuchtigkeitsgehalt), zu einem erheblichen Abfall der Temperaturen bereits dicht unter der Bodenoberfläche führen. Die Untersuchungen von Brinkmann und Vieira (1971), Lal und Cummings (1979) und Ewel *et al*. (1981) bestätigen diesen steilen Abfall der Temperaturen in den oberen 5 cm des Mineralbodens. Alle ober- und unterirdisch gemessenen Werte entsprechen den Erfahrungen aus nördlichen Breiten (synoptisch bei Wells *et al*.1979). Die typischen Bandbreiten der Temperaturen in nordamerikanischen Nadelwäldern liegen bei Feuern geringer Intensität zwischen 100 und 250° an der Bodenoberfläche und <100° in 1 cm Tiefe des Mineralbodens (teilweise Verbrennung der organischen Auflage, schwarze Asche), bei mittlerer Intensität zwischen 300 und 400°C an der Bodenoberfläche und 200-300°C in 1 cm Tiefe (komplette Verbrennung der organischen Auflage) und bei hoher Intensität zwischen 500 und 750°C und bis zu 100°C in 5 cm Tiefe (weiße Asche als Verbrennungsreste)(s.a. Chandler *et al*. 1983).

Die Auswirkungen der Temperaturerhöhung auf bodenphysikalische Eigenschaften und die organische Substanz im Mineralboden sind auf dem Großteil der Brandflächen im Allgemeinen vernachlässigbar oder als positiv anzusehen (Nye und Greenland 1960; Peters und Neuenschwander 1988). Stärkere Auswirkungen sind aufgrund extremer Temperaturentwicklung auf begrenztem Raum zu finden, etwa unter verbrannten starken Baumstämmen oder aufgehäuftem Brennmaterial. Die teilweise Sterilisation des Oberbodens durch ein Abtöten der Mikroorganismen ändert sich mit dem ersten folgenden Niederschlag und Bodenbefeuchtung schlagartig (Übersicht in Goldammer [1978]).

Die Änderung bodenchemischer Eigenschaften und des Nährstoffhaushaltes, insbesondere die Pflanzenverfügbarkeit von Nährstoffen ist von großer Bedeutung und hat daher bereits starke Aufmerksamkeit auf sich gezogen. Eine größere Zahl von Untersuchungen zeigt auf, dass

Tab.6a. Familien mit hoher Ausschlagfähigkeit nach Feuer in einem Primärwald bei Lempake, Samarinda (Ost-Kalimantan) (Tab. 6a-d aus Riswan und Yusuf [1986])

Nr.	Familien	Anzahl der Arten	Anzahl der Bäume
1.	Euphorbiaceae	16	22
2.	Annonaceae	5	7
3.	Olacaceae	5	7
4.	Melastomataceae	5	7
5.	Meliaceae	4	5
6.	Lauraceae	4	19
7.	Myrtaceae	3	5
8.	Rubiaceae	3	3
9.	Leguminosae	2	3
10.	Moraceae	2	3
11.	Burseraceae	2	2
12.	Myristicaceae	2	2
13.	Tiliaceae	1	11
14.	Andere Familien (13)	14	18
Zusammen: 26 Familien		68	114

Tab.6b. Familien mit hoher Ausschlagfähigkeit nach Feuer in einem Sekundärwald bei Lempake, Samarinda

Nr.	Familien	Anzahl der Arten	Anzahl der Bäume
1.	Euphorbiaceae	5	5
2.	Lauraceae	5	7
3.	Sapindaceae	4	8
4.	Rubiaceae	4	7
5.	Moraceae	4	6
6.	Sapotaceae	4	4
7.	Melastomataceae	3	22
8.	Leguminosae	3	5
9.	Theaceae	3	4
10.	Myrtaceae	2	4
11.	Andere Familien (6)	6	7
Zusammen: 16 Familien		43	80

Tab.6c. Baumarten mit hoher Ausschlagfähigkeit nach Feuer in einem Primärwald bei Lempake, Samarinda

Nr.	Arten	Anzahl ausschlagender Bäume
1.	*Eusideroxylon zwageri*	17
2.	*Ochanostachys amentacea*	4
3.	*Cleistanthus myranthus*	4
4.	*Baccaurea angulata*	4
5.	*Dillenia excelsa*	4
6.	*Pentacme laxiflora*	11
7.	Andere Arten	70
Zusammen: 68 Arten		114

Tab.6d. Baumarten mit hoher Ausschlagfähigkeit nach Feuer in einem Sekundärwald bei Lempake, Samarinda

Nr.	Arten	Anzahl ausschlagender Bäume
1.	*Pternandra galeata*	12
2.	*P. azurea*	5
3.	*P. rostrata*	5
4.	*Nephelium lappaceum*	5
5.	*Eusideroxylon zwageri*	3
6.	*Pithecelobium microcarpum*	3
7.	Andere Arten (37)	47
Zusammen: 43 Arten		80

hier sehr unterschiedliche Reaktionen und Mechanismen zu finden sind, die sich durch die große Bandbreite von Standortbedingungen (Boden, Relief, Klima), Vegetationscharakteristika und Brennpraktiken erklären lassen. Es wird daher hier auf die einschlägige Literatur verwiesen, die bei Peters und Neuenschwander (1988) und Menaut *et al*. (1992) zusammengetragen ist. Nach Nye und Greenland (1960, 1964) lassen sich folgende Mechanismen verallgemeinern:

- Durch das Verbrennen von Biomasse erfolgt eine rasche Freisetzung großer Mengen von pflanzenverfügbaren Nährstoffen in Ionenform, insbesondere von Ca, Mg, K und P.

- Durch die Verbrennung der oberirdischen Biomasse werden Stickstoff, Schwefel und Kohlenstoff über gasförmige Verbindungen in die Atmosphäre eingetragen (Abschn. 5.2.1).

- Neben bodenphysikalischen Eigenschaften und der Bodenfauna werden die chemischen Eigenschaften des Bodens durch die mineralisierten, pflanzenverfügbaren Nährstoffe und den angestiegenen pH-Wert verändert (s.a. Abschn.3.3.4 und Tab.10).

Einen guten Vergleich des Verlustes wichtiger pflanzlicher Nährstoffe durch Verflüchtigung, Wind- und Erosionsaustrag nach dem Brennen gibt die Untersuchung von Ewel *et al.* (1981) in Tabelle 7. Weitere Überlegungen zu den Auswirkungen des Feuers auf die organische Substanz und den Nährstoffhaushalt sind im Kontext mit den Feuersavannen in Abschnitt 3.3.4 zusammengefasst.

Tab.7. Verluste von Hauptnährelementen während und nach einem Brandrodungsfeuer in einem Feuchtwald in Costa Rica (nach Ewel *et al.* [1981], aus Menaut *et al.* [1992]). Alle Werte sind in g/m^2 angegeben

Nährelement	Vorhandene Menge (bis in 3cm Tiefe)	Während des Feuers verflüchtigte Menge	Verlust nach dem Feuer durch Abfluß/Erosion
Kohlenstoff	5000	1840	320
Stickstoff	219	50	33
Phosphor	2.2	0*	1.1
Schwefel	15	7	1
Calcium	87	0	7

* Ein großer Teil des Verlustes an Phosphor nach dem Feuer beruht wahrscheinlich darauf, dass Verbindungen gebildet wurden, die mit den angewandten Analyseverfahren nicht nachgewiesen werden konnten.

Vegetation

Die Entwicklung der Sekundärvegetation nach Kahlschlag und Feuer unterliegt grundsätzlich den gleichen Einflüssen und Mechanismen wie im durchbrannten stehenden Bestand. Der zeitliche Ablauf sowie das räumliche Sukzessionsmuster hängen von folgenden Eigenschaften der Waldvegetation und des Brandrodungseingriffes ab:

Samenbank

Der Feuereingriff in die Samenbank ist beim Brandrodungseingriff größer als beim Bodenfeuer im stehenden Bestand, da sich die Temperaturentwicklungen in der o.a. Größenordnung auf die Keimfähigkeit der Samen im Oberboden erheblich auswirken können. Diese "Sterilisation" der Samen ist aus Sicht des Shifting Cultivators durchaus

Abb.9. Zusammenwachsen von Brandrodungsparzellen in West-Kalimantan (nördlich von Pontianak; Februar 1992; Photo: Goldammer).

Abb.10. Ansicht einer wiederholt überbrannte Rodungszelle in West-Kalimantan (nördlich von Pontianak; Februar 1992). Die Berührungszone zwischen Rodungszelle und belassenem Naturwald ist bereits durch Feuer- und Trocknisschäden angegriffen (Photo: Goldammer).

erwünscht, da hiermit die Konkurrenz für die Kulturpflanzen ausgeschaltet wird. Hierzu liegen eine Reihe von Untersuchungen vor (Brinkman und Vieira 1971; Brinkman und Nascimento 1973; Ewel *et al*. 1981; Uhl *et al*. 1981), in denen auch auf die Auswirkungen des Kahlschlagmikroklimas (vor und nach dem Brennen) hingewiesen wird.

Die geringere Feuerintensität und kürzere Verweilzeit des Feuers (***time of residence***) im stehenden Bestand hat mit Sicherheit einen erheblich geringeren Einfluss auf die Samenbank, als auf der Rodungsfläche. Hinzu kommt der zum Kahlschlag vergleichsweise geringe Eingriff des Feuers in das Mikroklima des Innenbestandes, so dass sich in diesem Fall diese beiden Effekte nicht addieren.

Über die Rolle des Feuers als auslösender Faktor der Keimung von Regenwaldsamen liegen keine Untersuchungen vor. Es ist vorstellbar, daß die Keimruhe von Pionierarten, die eine lange Verweilzeit in der Samenbank aufweisen müssen, durch das Feuer gebrochen wird. Derartige Mechanismen sind aus Feuerökosystemen der Subtropen (vor allem Australien) und der gemäßigten und borealen Zone bekannt.

Vegetatives Ausschlagen

Die Fähigkeit des Wiederausschlagens aus der Stammbasis oder dem Wurzelansatz bestimmt die Sukzessionsdynamik insbesondere in der ersten Zeit nach dem Feuer. Stockausschläge greifen auf das vorhandene und damit am Leben erhaltene Wurzelsystem zurück und sind damit besonders vorwüchsig gegenüber der Sukzession aus Samen. Auch hier sind die Untersuchungen aus Brandrodungsflächen nicht unbedingt auf stehende Bestände übertragbar, da die höheren Temperaturen bei der Brandrodung eher zu letalen Temperaturen im meristematischen Gewebe führen können, als dies bei der relativ kurzen Verweilzeit von Bodenfeuern im stehenden Bestand der Fall ist.

Eintrag von Samen von außerhalb

Bei den intensiven, aber kleinflächigen Eingriffen früher Formen der Brandrodung dürfte der Eintrag von Samen vom Rand der Fläche eine relativ unproblematische Durchmischung mit der Verjüngung aus der Samenbank und aus Stockausschlag ergeben haben. Die begrenzte Flugfähigkeit (Anemochorie) von Regenwaldsamen, besonders unzureichend ausgeprägt bei den barochoren Dipterocarpaceen, der Rückgang von Artenreichtum und Dichte von Tierarten mit der funktionalen Eigenschaft der Samenverbreitung (Zoochorie), die Prozesse der Herstellung der Keimfähigkeit durch Verdauungsprozesse und das Eingraben von Samen in den Mineralboden einschließt, und die zunehmend größeren und zusammenwachsenden Brandrodungsparzellen mit kürzeren Brachezyklen erschweren heute den Eintrag von Samen auf die Brandfläche.

Besonders problematisch ist dies auch bei größeren Flächenbränden in stehenden Beständen. Wie die Beobachtungen der Feuerauswirkungen in Borneo gezeigt haben, sind die Auswirkungen solcher Flächenbrände derart unregelmäßig, dass der Verbleib von nichtverbrannten Inseln - bis hin zum Einzelbaum - den Sameneintrag sichern kann.

Für den Verjüngungs- und Sukzessionsablauf spielt das Mikrohabitat eine besondere Rolle, so daß sich auch hier die Bedingungen auf einer Kahlschlagfläche mit denen eines stehenden, wenn auch feuergeschädigten Bestandes nicht vergleichen lassen. Die Rolle der Pionierarten als notwendige Überschirmung für eine erfolgreiche Regeneration von Primärwaldarten ist auf der Kahlfläche von größerer Bedeutung, als in stehenden Beständen, in denen nach den Erfahrungen der Borneo-Feuer noch mit Überschirmung gerechnet werden kann (in stark geschädigten Beständen zumindest bis zum Zusammenbruch des Oberstandes). Die unvollständige Verbrennung im stehenden Bestand - dabei werden vor allem die stärker dimensionierten Äste und Stämme nicht verbrannt - bietet ein weites Angebot an Mikrohabitaten am stehenden und liegenden Totholz. Dabei spielt nicht nur der Prozess der Verrottung eines Rolle, der zu einer langsameren und länger nutzbaren Freigabe von pflanzenverfügbaren Nährstoffen führt, sondern auch die Beschattung und der Feuchtigkeitshaushalt des Bodens.

Die vielfältigen sukzessionalen Pfade, wie sie Bartlett (1955, 1957, 1961) und Peters und Neuenschwander (1988) zusammengetragen haben, sollen hier nicht weiter erläutert werden, da sie aufgrund mangelnder Vergleichbarkeit zu Fehlinterpretationen führen können. Im Zusammenhang mit der schwerpunktweisen Behandlung südostasiatischer Waldgesellschaften sei an dieser Stelle eine Untersuchung von Riswan und Kartawinata (1989) aus Borneo angeführt, die aufgrund der bereits erwähnten Expertise der Autoren und der Vergleichbarkeit der Untersuchungsflächen in das hier vorgelegte Konzept passt.

In dieser Studie wurde die Sukzession auf einer gebrannten und einer nichtgebrannten Kahlschlagfläche (jeweils 0,5 ha) in einem Tiefland-Dipterocarpaceen-Mischwald in Lempake (bei Samarinda, Ost-Kalimantan) über 78 Wochen beobachtet und verglichen. In der ersten Beobachtungsperiode nach sechs Wochen zeigte sich, daß auf der ungebrannten Fläche eine größere Anzahl von Sämlingen und Stockausschlägen zu verzeichnen ist als auf der gebrannten Parzelle. Damit ist ein wertvoller Hinweis auf die bereits angeschnittene Frage erbracht worden, welchen Einfluss der Feuereingriff auf die Samenbank und die Beeinflussung des Wiederausschlagvermögens auf der Kahlschlagfläche hat. Die Studie zeigt auch, dass sich einige Primärwaldarten wie Pioniere verhalten (beispielsweise *Shorea leprolusa, Shorea parvifolia* und *Hopea rudiformis*). Die besondere Ausschlagfähigkeit von *Eusideroxylon zwageri* wird in der Untersuchung bestätigt. Die Auswertung nach 1,5 Jahren zeigt, dass der Feuereingriff in die Samenbank und die Beeinflussung des Austreibens im Vergleich zur rein "mechanischen" Störung des Kahlschlages erheblich sind. Auf der gebrannten Fläche ist damit die geringere totale Anzahl von Individuen und vor allem von Primärwaldarten zu erklären. Offensichtlich spielt auf der ungebrannten Fläche die Regeneration aus der Samenbank die größere Rolle, während auf der gebrannten Fläche der Stockausschlag wichtiger ist. Insgesamt ist der Sukzessionsprozess auf der gebrannten Fläche vom Sameneintrag von außen mitbestimmt und abhängig.

3.1.4 Feuer in der Entwicklung und Diversifizierung des tropischen Regenwaldes

Für eine befriedigende Klärung der Funktion des Feuers in der Entwicklung und Diversifizierung des tropischen Regenwaldes ist der Umfang dieser Informationen nicht ausreichend. Dennoch soll hier versucht werden, die Rolle des Feuers als evolutionsbiologisch bedeutsamer Störfaktor zu erklären.

Als kontrovers diskutierte Erklärungsmodelle der Entstehung und Aufrechterhaltung tropischer Diversität stehen sich die klassischen Vorstellungen der Gleichgewichtsmodelle (deterministische Prozesse: Aufteilung der Ressourcen durch interspezifische Konkurrenz, Einnischung durch Spezialisten; siehe vor allem Pianka [1966], Ashton [1969, 1988], MacArthur [1972], Whittaker 1977) und der Nicht-Gleichgewichtsmodelle gegenüber (stochastische Prozesse: Besetzung von freien Plätzen in der Artgemeinschaft, die durch räumlich und zeitlich nicht vorhersehbare Störungen entstehen)(siehe vor allem Connell 1978; Hubbell 1979; Pickett und White 1985; Hubbell und Foster 1986; Linsenmair 1990).

Grundsätzlich kommt dem Feuer m.E. dann eine "deterministische" Funktion zu, wenn es regelmäßig und gegebenenfalls auch großflächig auftritt und die in dem Feuerökosystem beteiligten Arten wiederholt in ihren hochspezialisierten Nischen hält. In diesem Zustand der "pulsierenden Stabilität" eines Ökosystems wirkt das Feuer extrem selektiv. Der Entwicklungsstand einer Feuerklimax ist eine Subklimax, d.h. daß nach dem Ausbleiben des Feuers, etwa aufgrund einer Klimaänderung oder des Eingreifens durch den Menschen, eine Veränderung des Artenspektrums erfolgt. In den wechselfeuchten Tropen ist diese Rolle des Feuers in der Waldentwicklung und -diversifizierung erklärbar, da dort die bioklimatischen Voraussetzungen für das regelmäßige Auftreten von Feuern vorliegen.

Im Biom des perhumiden äquatorialen Regenwaldes steht das Feuer in Zusammenhang mit anderen natürlichen (und heute insbesondere anthropogenen) Störungen. Den biotisch und abiotisch bedingten kleinräumigen Störungen wird heute eine wesentliche Funktion in der Schaffung des fein fragmentierten Waldmosaiks und der hohen Artenvielfalt - im Sinne der Definition der Nicht-Gleichgewichtsmodelle - zugewiesen, da sie die dafür notwendigen, zeitlich und räumlich begrenzten Mikrohabitate (***eco-units***

[Oldeman 1989]) schaffen (Ashton 1989; Brünig und Huang 1989; Remmert 1991; Waide und Lugo 1992).

Zu den natürlichen abiotischen Störungen im tropischen Regenwald zählen neben Erdbeben, Hangrutschungen und Abtragungs- und Umlagerungsprozessen durch Wasser (Garwood *et al*. 1979; Salo *et al*. 1986; Colinvaux 1989) vor allem Windschäden und Blitzschlag, die in Verbindung mit einem anomalen Trockenereignis zu Waldbränden führen können. Ohne das Zusammenfallen mit anomalen Trockenereignissen stellen Windwurf und Blitzschlaglöcher wichtige Initialstörungen dar, die Voraussetzungen für die einzelbaum-, gruppen- und horstweise Verjüngung schaffen (***gap dynamics***). Im karibischen Raum, in dem die Zyklonendichte sehr hoch ist, kommt Doyle (1981) mit Hilfe eines Sukzessionsmodelles eines submontanen *Dacryodes-Sloanea*-Feuchtwaldes zum Schluß, daß bei Ausschluss von hurrikaninduzierten Störungen die Waldgesellschaft artenärmer und von wenigen spätsukzessionalen Arten dominiert wird[3]. Den Umfang und die Funktion von Blitzschlaglücken hat vor allem Brünig (1964) für den südostasiatischen Regenwald beschrieben[4]. Nach einer Langzeitauswertung von 25 Jahren kommen Brünig und Huang (1989) zum Schluss, dass die Diversität der Waldstruktur und die Aktivierung der Samenbank und damit die Artenvielfalt auf die Blitzschlagstörungen zurückzuführen sind. Die Blitzschlaglöcher stellen auch Angriffsflächen für den Windwurf von einzelnen Bäumen oder Baumgruppen dar.

Das Auftreten von Regenwaldbränden erfolgt nach derartigen Initialstörungen. Den Auslöser durch Windwurf zeigt ein jüngeres Beispiel aus Mittelamerika. Die vom Hurrikan ***Gilbert*** im Jahr 1987 weiträumig beschädigten Waldgebiete in Yucatan (Mexico) wurden eineinhalb Jahre später von einer anomalen Trockenperiode betroffen, die zur Austrockung der aufgebrochenen Bestände und des Sturmholzes führte. Ein im Frühjahr 1989 bei Cancun ausgebrochenes Feuer breitete sich in den Regenwäldern bis Juli 1989 auf einer Fläche von ca. 90.000 ha aus. Ein Feuer derartigen Umfanges wäre ohne diese Verkettung von Störungen nicht möglich gewesen (Goldammer 1992b). Die ENSO-Trockenereignisse im westlichen Pazifik sind ein anderes Beispiel für Auslöser von Regenwaldbränden in Zusammenhang mit anderen Störungen, seien sie natürlich (Windwurf, Entzündung durch brennende Kohleflöze) oder anthropogenen Ursprungs (forstwirtschaftliche Nutzung, Brandrodungsfeuer).

Die Feststellung von Hubbell (1979), daß Störungen im Tropenwald von sehr begrenzter lokaler Natur seien und dass insbesondere Sturmschäden über die Größenordnung einer Baumgruppe nicht hinausgingen, lässt sich danach nicht halten. Allerdings kommt den großflächigen Feuerstörungen keine vergleichbare Funktion zu, wie den kleinflächigen Lücken (***gaps***). Die Feuerstörungen sind nach dem bisherigen Stand des Wissens eher großflächig. Dabei müssen sie ähnlich selektiv wirken, wie in den wechselfeuchten Tropen. Ein Beispiel hierfür ist das indonesische Eisenholz *Eusideroxylon zwageri*, das Merkmale der Feueranpassung besitzt und in den Tieflandregenwäldern Ost-Borneos, wie oben ausführlich dokumentiert, in einer für Dipterocarpaceen ungewöhnlichen Dichte auftritt (Abschn.3.1.3.1).

Aber auch im langfristigeren und großräumigeren Kontext der Regenwaldentwicklung zeichnet sich für das Feuer eine klar definierbare **Funktion** ab. Prähistorische Klimaschwankungen, zuletzt besonders ausgeprägt im Quartär, haben im Areal heutiger Regenwaldbiome die bioklimatischen Voraussetzungen für völlig andersartige Vegetationstypen geschaffen. Während der Eiszeiten entwickelte sich im heutigen

---

[3] Die Häufigkeit von Zyklonen im karibischen Raum mit Windgeschwindigkeiten zwischen 40 und 120 km h^{-1} belief sich in den vergangenen 100 Jahren auf etwa 800 Ereignisse (Weaver 1989). In den von Murphy (1916) als ***hurricane hardwoods*** und von Beard (1945) als ***hurricane forests*** bezeichneten karibischen Regenwäldern tritt das Phänomen Windbruch eher auf exponierten Höhenlagen auf, während im Flachland der Windwurf die Regel ist, der durch flaches Wurzelwerk auf den feuchteren Standorten und aufgrund der breiteren Kronenform zu erklären ist. Zu neueren Forschungsansätzen in der Störungsdynamik s.a. Waide und Lugo (1992), zur Simulation der Störungsdynamik s.a. Schäfer *et al.* (1992).

[4] Brünig (1964) beschrieb Blitzschlaglücken in den ***Alan, Alan bunga*** und ***Padang Alan*** Waldgesellschaften (mit *Shorea albida* Sym.) in Sarawak (Malaysia, Borneo), die dort bis zu 22,6% der Grundfläche der beobachteten Flächen einnahm.

Regenwaldareal insbesondere in den Tiefländern eine savannenartige Vegetation (Abschn.3.1.; Abb.11). Umgekehrt gilt es auch als gesichert, dass eine Reihe von heutigen Savannenarealen auf ehemaligen Regenwaldstandorten liegen.

Die Wanderungsbewegungen der Feuchtwaldbiome erfolgten dabei wahrscheinlich aus Rückzugsgebieten (Refugien). Den Refugien wird insofern eine phylogenetisch bedeutsame Rolle zugeschrieben, dass sie inselartige, voneinander isolierte Weiterentwicklung von Arten und damit eine Erhöhung der Diversität ermöglichten (zur Refugientheorie und den dazu geführten Auseinandersetzungen siehe u.a. Haffer 1969; Simpson 1972; Simpson und Haffer 1978; Livingstone 1982; Prance 1982; Beven *et al*. 1984, Connor 1986; Salo 1987). Die Rolle des Feuers im pleistozänen Refugien- und Diversifizierungsszenario versucht eine Hypothese zu erklären (Goldamer 1991b). Sie geht davon aus, daß die Gewährleistung der Isolation der Refugien nicht nur durch die wechselfeuchten bis ariden Bedingungen in den Savannen- oder Trockenwaldbiomen zwischen den Refugien erfolgt sein kann. Die Entstehung scharf abgegrenzter Areale der Feuchtwaldrefugien (Hochlagen, Inselberge, Flußauen, Galeriewälder) wurde danach vielmehr durch das Feuer gesichert, indem die Bildung von Ökotonen, die als Übergangsformationen eine Brücke für den Genfluss zwischen den Refugien hätten herstellen können, durch das Feuer verhindert wurde. Die Plausibilität eines solchen Mechanismus läßt sich heute in der Schärfe der Abgrenzung von Regenwaldinseln inmitten von großräumigen Savannenarealen in Westafrika beobachten (zur Ökologie der westafrikanischen Regenwaldinseln vgl. Mühlenberg *et al*. [1990]). Auch wenn die Savannenbrände heute im Wesentlichen anthropogenen Ursprungs sind, ist die Erhaltung der Regenwaldinseln in einem Großraum mit potentiellem Regenwaldklima im Wesentlichen dem Feuer zuzuschreiben, dem hiermit eine klar definierte Funktion in Differenzierungsprozessen von Waldgesellschaften zukommt. Die Herausbildung von "Inseln" nichtgebrannter Regenwaldflächen, wie im Fall der Borneo-Feuer von 1982-83 (Goldammer und Seibert 1990), sollte auch in diesem Kontext erwähnt und in ihrer Funktion überprüft werden.

Eine weitere Rolle des Feuers in den Arealschwankungen und damit auch in der Artenselektion liegt in der Herausformung und Förderung feuerangepasster Arten im temporären Savannenareal. Wie in den heutigen saisonalen laubabwerfenden Feuerklimaxwäldern dürfte die pleistozäne Feuerselektion zu einer gleichmäßigen räumlichen Verteilung von feuertoleranten Baumarten (und anderer Begleitvegetation) geführt haben. Bei einer Einwanderung des Feuchtwaldbioms müssen diese Arten nicht unbedingterweise unterdrückt werden, sondern sind in der Lage, sich dem Konkurrenzkampf des perhumiden Waldes zu stellen. Dies kann als ein Erklärungsmodell für das Vorhandensein feuerangepasster Arten in heutigen Feuchtwaldbiomen dienen (s.o.). Diese Arten können sich wiederum bei anthropogener Degradation in einer von Pyrophyten und Xerophyten gekennzeichneten Vegetation behaupten (s.a. Goldammer und Peñafiel 1990); an dieser Stelle sei nochmals darauf hingewiesen, daß sich die Fähigkeit des Regenwaldes, verlorene Areale nach Ausschaltung des Feuers innerhalb einer zeitlichen Größenordnung von Jahrzehnten bis Jahrhunderten wieder zu erobern, bis heute erhalten hat (Abschn.3.2, Ellis 1985; Stott *et al*. 1990).

Insgesamt wird die Bedeutung der pleistozänen Refugienbildung des tropischen Regenwaldes und damit der potentiellen Feuerregime in den saisonalen Pflanzengesellschaften durch ihren relativ langen Einfluss während des Pleistozäns unterstrichen. Denn zu 80% der letzten 2 Millionen Jahre herrschten eiszeitliche Umweltbedingungen. Es wurde daher zu Recht wiederholt darauf hingewiesen, dass die heutigen Klimabedingungen und die derzeitige Ausbreitung des tropischen Regenwaldes eher die Ausnahme als die "Norm" während dieser Zeit sind (u.a. Flenley 1992).

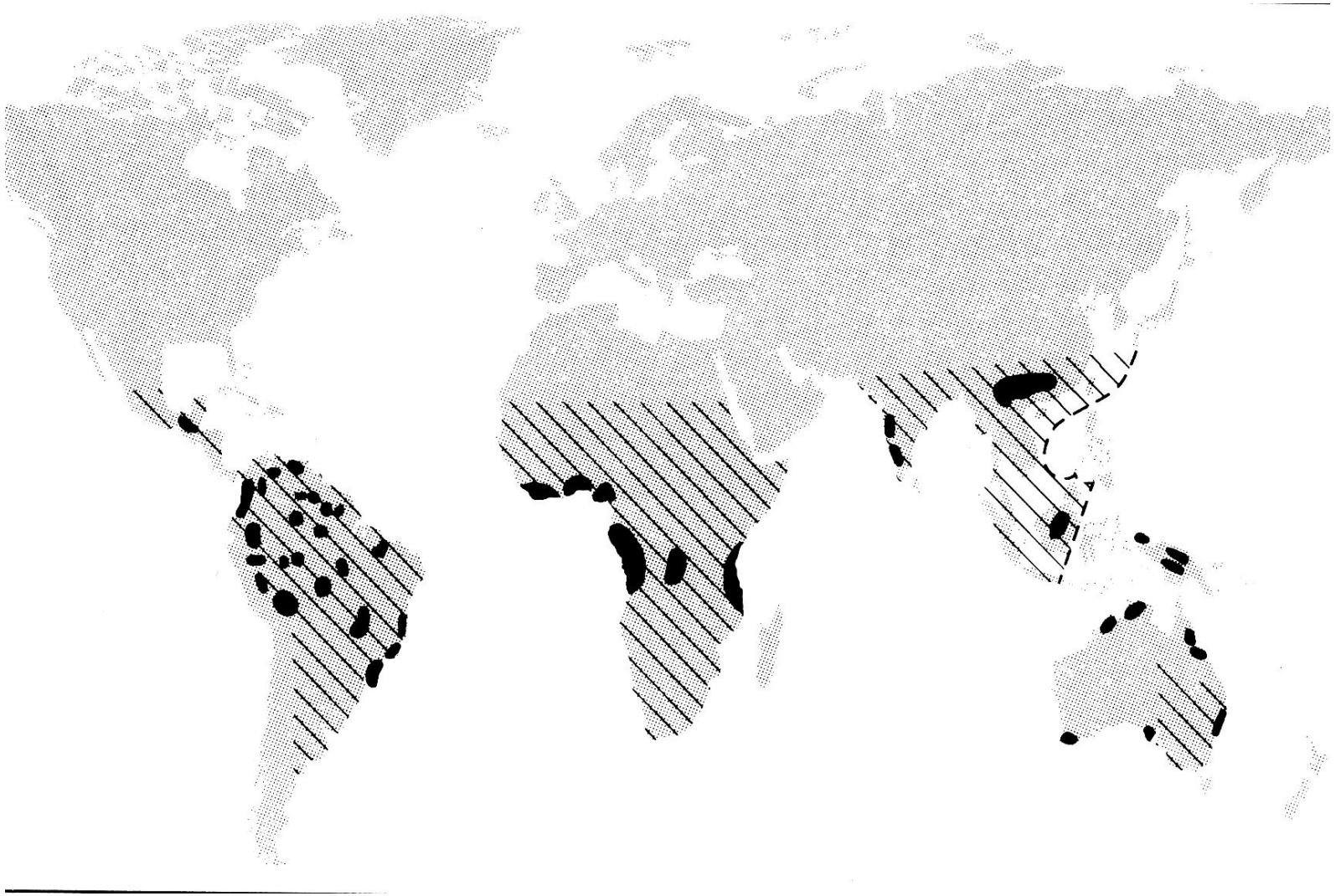


Abb.11. Schematische und stark vereinfachte Darstellung denkbarer Vegetationsverteilung und Feuerregime in den Tropen und Subtropen während der pleistozänen Glaziale. Die dunkel dargestellten Areale entsprechen der Lage der postulierten pleistozänen Refugien des Regenwaldes (nach Prance 1982). Die schraffiert dargestellten Landflächen stellen savannenartige Vegetation dar, die möglicherweise Feuerregime wie die heutigen Savannenareale aufwiesen (nach Goldammer 1991b).

3.1.5 Zusammenfassung

Die vorgeschlagene Systematik tropischer und subtropischer Feuerregime berücksichtigt die zonale Gliederung tropischer Vegetation zwischen den immergrünen Feuchtwäldern und den Savannen. Die Feuerregime sind neben den ökologischen Gradienten auch durch Gradienten anthropogener Rahmenbedingungen bestimmt, beispielsweise durch Bevölkerungsdichte und Landnutzungsintensität. Die Feuerintervalle entwickeln sich unter den heutigen sozioökonomischen Rahmenbedingungen zunehmend kürzer.

Das Biom des äquatorialen Regenwaldes stellt die erste Stufe der tropischen Feuerregime dar, in der das Feuer nur in langen oder extrem langen Intervallen auftreten kann. Radiometrische Altersbestimmungen von Brandspuren im Tieflandregenwald von Ost-Borneo dokumentieren Waldbrände während der letzten Eiszeit (bis zu 17.510±310 Jahre vor Heute). Diese Feuerspuren können die postulierten trockeneren Umweltbedingungen außerhalb von Feuchtwaldrefugien während der Glaziale und die daran angepaßte savannisierte Vegetation bestätigen. Im Holozän sind Regenwaldbrände an Trockenereignisse gebunden, die aufgrund von Klimaoszillationen, wie dem ***El Niño-Southern Oscillation***-Ereignis (ENSO) im westpazifischen Raum, auftreten können. Besonders gut ist ein solches Ereignis in Südostasien für den 1982-82 ENSO dokumentiert, wo alleine in Ost-Borneo (im malaysischen und indonesischen Teil) etwa $5x10^6$ ha Landflächen unterschiedlichen Natürlichkeitsgrades innerhalb des Areals der Tieflandregenwälder verbrannten. Der periodische Einfluss der ENSO-Trockenheit ermöglicht in Ost-Kalimantan darüber hinaus die Entstehung von Feuern aus brennenden Kohleflözen, deren Nachweis für einen Zeitraum von bis zu 20.000 Jahren vor Heute gesichert ist.

Untersuchungen über den Feuereinfluss auf stehende Dipterocarpaceenbestände im Tieflandregenwald Ost-Borneos zeigt folgendes Bild der Regenerationsfähigkeit nach Feuer: In den bereits selektiv genutzten Wäldern ist die feuerbedingte Mortalitätsrate höher als in ungenutzten Primärwäldern. Dies ist auf den hohen Anteil an gefälltem, aber nicht genutztem Holz in brennbarem Zustand zurückzuführen. In ungenutzten Wäldern ist der Eingriff von Feuer abhängig von der Schwere der Trockenzeit vor dem Feuerereignis. Je stärker der Feuereingriff ist, desto geringer fällt der Verjüngungsanteil der Primärwaldbaumarten gegenüber den Pionierarten aus. Einige Primärwaldarten verhalten sich allerdings auch wie Pionierarten, unter anderem auch *Eusideroxilon zwageri*, eine Dipterocarpacee, die extrem gut feuerangepasst ist und aufgrund ihrer ungewöhnlich hohen relativen Dichte auch ein Weiser für früheren Feuereinfluss ist. Aufgrund der unterschiedlichen Feuereigenschaften ist der Impakt der Brandrodung (weitgehend vollständige Verbrennung der oberirdischen Biomasse) nicht zu vergleichen mit den Auswirkungen von Feuern in stehenden Beständen.

Hinsichtlich der Funktion des Feuers in der Diversifizierung des tropischen Regenwaldes geht eine Arbeitshypothese davon aus, dass das Feuer während der Glaziale den Genfluss zwischen den Regenwaldrefugien verhindert und damit zur phylogenetischen Funktion der Inselbildung beigetragen hat.

3.2 Saisonale, nichtimmergrüne Waldformationen

3.2.1 Abgrenzung, ökologische Rahmenbedingungen und Verbreitung

Die systematische und nomenklatorische Abgrenzung saisonaler, nichtimmergrüner Waldgesellschaften der wechselfeuchten Tropen gegenüber den Savannen, die neben der Gras- und Strauchschicht auch Baumelemente vorweisen, wird sehr uneinheitlich gehandhabt (Hegner 1979). Zu den nichtimmergrünen Waldformationen zählen eine Reihe verschiedener Waldtypen, die eine unterschiedliche Zusammensetzung von immergrünen, halbimmergrünen und fakultativ regengrünen Arten aufweisen. Im vorliegenden Kontext sollen unter den saisonalen, nichtimmergrünen Waldformationen die geschlossenen und offenen Waldtypen behandelt werden, in denen die aufgrund der klimatischen Periodizität abgeworfene Laubstreu im Vergleich zur Gras- und Krautschicht eine gleiche oder auch größere Bedeutung als Brennmaterial hat; die verschiedenen Savannenformationen sind hingegen vorwiegend durch die brennbare Grasschicht charakterisiert, in der die periodisch abgeworfene Laubstreu eine untergeordnete Rolle spielt.

Legris (1963) brachte die Ausformung tropischer Waldgesellschaften in Abhängigkeit von jährlicher Niederschlagsmenge und Dauer der Trockenzeit. Für die vorliegende Behandlung sind dabei die regengrünen Monsunwälder, die teilregengrünen Trockenwälder und die regengrünen Trockenwälder von Interesse, die Lamprecht (1986) unter regengrünen Feuchtwäldern und regengrünen Trockenwäldern zusammengefasst hat. Diese systematische Einteilung steht in Analogie zur Unterscheidung zwischen Feuchtsavannen und Trockensavannen, die in vielen Fällen die jeweilige anthropogene, im Wesentlichen durch Feuer und Beweidung degradierte sekundäre Vegetationsformationen dieser beiden wichtigsten laubabwerfenden Waldtypen der Tropen darstellen (Hegner 1979; Tab.8).

Tab.8. Primär- und Sekundärvegetationsformen der Tropen (nach Hegner 1979)

Anzahl der ariden Monate	Waldformationen	Savannenformationen
0-1	Trop. immergrüne Regenwälder	Feuchtsavannen
1-2 (3)	Trop. immergrüne Saisonregenwälder	Feuchtsavannen
2-4	Trop. halbimmergrüne Regenwälder	Feuchtsavannen
5-7	Trop. regengrüne Trockenwälder	Trockensavannen
8-9	Dornbaum- und Sukkulentenwälder	Dornsavannen (Dornbaum-, Dornstrauchsavannen, Dornstrauchsteppen)

Im Zono-Ökoton I/II, der Übergangszone zwischen dem äquatorialen Tageszeitenklima und den

Sommerregengebieten des Zonobioms II, bestimmen die regengrünen Feuchtwälder das Erscheinungsbild der Waldformationen. Hierunter sind nach Lamprecht (1986) die geschlossenen, hochstämmigen Waldtypen zu verstehen, die während einer deutlichen Trockenzeit zwischen 2/3 und 4/5 Monaten teilweise bis vollständig laubabwerfend sind. Die breite ökotonale Übergangszone zu den regengrünen Trockenwäldern bringt eine große Reihe von verschiedenen Erscheinungsformen mit sich.

Die regengrünen Feuchtwälder der Tropen kommen weltweit auf etwa $250x10^6$ ha im Wesentlichen in den Ökotonen vor, die sich unmittelbar an die perhumiden Regenwaldgebiete anschließen (südlich und östlich des Zaire-Beckens und südlich und nördlich des Amazonas-Beckens). Im tropischen Asien sind diese Waldformationen durch das Monsunklima bestimmt (**Monsunwälder**). Die Monsunwälder beschränken sich in ihrer Verbreitung nicht ausschließlich auf Asien, sondern sind auch in anderen Regionen der Tropen zu finden, in denen bei einem gesamten Jahresniederschlag mit vier bis fünf ariden Monaten zu rechnen ist (Hegner 1979). Insofern ist der Begriff "Monsun" mit "saisonal" gleichzusetzen.

Der Laubabwurf der oberständigen, teilweise aber auch der unterständigen Arten erfolgt nicht unbedingt gleichzeitig und teilweise auch fakultativ in Abhängigkeit von der Ausprägung der Trockenzeit. Mit der Bildung einer lose gepackten Blattstreu während der Trockenzeit wird dieser Waldtyp regelmäßig brennbar und unterscheidet sich damit wesentlich vom perhumiden Feuchtwald, in dem Laubabwurf nur bei extremem Trockenstress vorkommt.

Die regengrünen Trockenwälder, die nach den Waldflächenabschätzungen von Windhorst (1974) etwa $530x10^6$ ha betragen, sind die für das Zonobiom II charakteristischen Waldformationen. Sie schließen sich dem Feuchtwaldgürtel bzw. dem anthropogen degradierten Feuchtsavannengürtel an und sind in Afrika insbesondere im Süden und Osten zu finden. In Amerika fallen die ***Caatinga***- und ***Chaco***-Formationen und letztlich auch der ***Campo-Cerrado***-Komplex in diese Gruppe, in Asien die Trocken- und Monsunwälder der saisonal trockenen Zonen Indiens, Burmas und des Festland-Südostasiens.

Die Baum- und Strauchschicht der Trockenwälder sind durch xerophytische Wuchsformen gekennzeichnet, die während der 5 bis 7/8 ariden Monate das Laub abwerfen. In den offenen und meist durch intensive Nutzung geprägten Wäldern (Waldweide, Brennholz, Nicht-Holzprodukte), die zweistöckig sein können, bildet sich eine ausgeprägte Grasschicht, die zusammen mit den abgeworfenen Blättern die leicht brennbare Bodenstreu bildet.

Während eine Vielzahl von Untersuchungen über Feuer in afrikanischen laubabwerfenden Wälder in der Savannenliteratur "versteckt" ist, sind entsprechende Informationen über die Feuerökologie südamerikanischer regengrüner Feucht- und Trockenwälder bereits wesentlich spärlicher. Coutinho (1990) hat die hierzu vorliegenden eigenen und weitere Untersuchungen, insbesondere den Cerrado-Komplex, zusammengefasst. Eine ähnliche Übersicht für die Feuerökologie der australischen Monsunwälder liegt bei Gill *et al*. (1990) vor.

Die im Folgenden aufgeführten Beispiele der Feuerökologie von laubabwerfenden Waldgesellschaften beziehen sich auf das tropische Südasien und berücksichtigen u.a. eigene bisher angestellte Überlegungen zu diesem Thema (Goldammer 1986b, 1986e, 1987b, 1988b; Stott *et al*.1990).

3.2.2 Die südasiatischen laubabwerfenden Feuerklimax-Waldgesellschaften

Ausgeprägte klimatische Saisonalität, die damit verbundene periodische Brennbarkeit und die Einwirkung des Menschen auf das Ökosystem seit etwa 12.000 Jahren implizieren die Untrennbarkeit von Waldentwicklung und Feuer in den Trocken- und Monsunwäldern Asiens. Die Trennung geographisch-klimatischer und edaphischer Rahmenbedingungen als bestimmende Elemente der Waldzusammensetzung und Waldentwicklung von der Einwirkung des Feuers ist im alten Kulturraum Südasiens nur schwer nachzuvollziehen. In verschiedenen Untersuchungen wird vermutet, dass die heutigen laubabwerfenden "Savannenwälder" und Monsunwälder Südostasiens ohne den regelmäßigen Einfluss von Feuer teilweise potentielle halbimmergrüne Regenwaldformationen wären (Barrington 1931;

Stott 1986, 1988a).

Möglicherweise hat der anthropogene Feuereinfluss dazu geführt, daß sich die Trockenwälder Südasiens als Relikte eiszeitlicher Vegetation erhalten haben. Wenn die Tieflandvegetation während der pleistözänen Glaziale tatsächlich weitgehend durch Savannenformationen mit xerophytischen Lebensformen bestimmt war, u.a. aufgrund des eiszeitlichen Wegfalls des Südwest-Monsuns (s.a. Diskussion in Abschn.3.1.1), so kann das Feuer die andersartigen klimatischen Bedingungen des derzeitigen Postglazials weitestgehend kompensieren. Dabei ergibt sich eine Selektion der Vegetation in Richtung xero- und gleichzeitig pyrophytischer Lebensformen, die gegenüber multiplem Stress durch anthropogene und zoogene Beeinflussung am besten präadaptiert sind. Sollte die in Abschnitt 3.1.4 formulierte Hypothese über die Verbreitung von Feuer in den pleistozän-glazialen Savannen einer Überprüfung standhalten, dann wäre die Rolle des Feuers im derzeitigen Postglazial auch eher als "Norm", als eine "Ausnahme" anzusehen.

Bei einer Bewertung der Rolle des Feuers in den heute vorhandenen laubabwerfenden südasiatischen Wäldern müssen die Phänomene der feuerbedingten Selektion einerseits und der Degradation andererseits objektiv herausgestellt werden. Denn das Feuer spielt in den Feuerklimax-Laubwäldern eine ähnlich duale Rolle, wie in den Feuerklimax-Koniferenwäldern, indem einerseits hochproduktive und tragfähige Waldgesellschaften gebildet werden, andererseits die regelmäßig auftretenden Feuer auch eine Degradation von Standort und Ertragspotential bewirken können.

Zunächst muss an dieser Stelle nochmals auf den Umfang der regelmäßig von Feuer betroffenen Flächen der laubabwerfenden Wälder eingegangen werden. Da genaue Flächenerhebungen nicht vorhanden sind (Abschn.5), sollen hier hilfsweise Beobachtungen herangezogen werden, die aus den vergangenen 100 Jahren stammen und trotz ihrer Ungenauigkeit dennoch einen Schätzrahmen bieten.

Der Eindruck von den jährlich großflächig auftretenden Feuern in den indischen Teak- und Sal-Wäldern waren Dietrich **Brandis** während seiner Zeit als forstlicher Berater in Britisch-Indien noch vor seiner Ernennung zum Generalforstinspekteur (1864) Anlass genug, seine rigoros verfolgte Politik der Feuerunterdrückung durchzusetzen (Abschn.4.1, vgl. Brandis 1884). Walker (1910) schreibt, daß nach dem Laubabfall ein einziger Funke genügt, um Hunderte von Quadratmeilen der laubabwerfenden Wälder zu überbrennen, ohne daß die Feuer bis zum Ausbruch der Regenzeit gestoppt werden könnten. Ein ähnlicher Eindruck wird aus Java überliefert, wo "die jährlichen Brände in den Teak-Wäldern seit Menschengedenken in der Trockenzeit auftreten" (ten Oever 1912). Singh (1924) verwendet bei seinen Eindrücken den gleichen Begriff der Feuer seit "unvordenklichen Zeiten" ("immemorial"). Shebbeare (1928) notierte, daß "jeder Wald, der in der Lage war Feuer zu fangen, auch nahezu jährlich brannte". Hakimuddin (1953) berichtet von 35 Jahren Tätigkeit in der britisch-indischen Forstverwaltung und ausführlichen Bereisungen in Uttar Pradesh, in denen er nicht einen einzigen Wald gesehen habe, der nicht jährlich, maximal aber 5-jährig, gebrannt habe. Bhote (1954) bestätigt diese Beobachtung mit der Aussage, dass er während seiner 46 Jahre Dienstzeit zwischen 1900 und 1946, hauptsächlich in Madhya Pradesh, nicht einen einzigen Wald gesehen habe, der länger als drei Jahre von Feuer verschont gewesen wäre. Srivastava (1985) schätzt in einer FAO-Studie, daß heute in Indien jährlich etwa ein Drittel der Sal-Wälder, die Hälfte der Kiefernwälder und von den restlichen Wäldern auch etwa die Hälfte durchbrennen. Tatsächlich ist auch der Flächenumfang der jährlichen Brände in den submontanen Kiefernwäldern, die sich entlang des Himalajamassivs an den Sal-Gürtel anschließen, sehr hoch. Ähnliche Berichte aus den Kiefernwäldern, in denen sich die Praktiken des Brennens aus dem Tiefland fortsetzen, liegen auch in früheren Berichten vor (Osmaston 1914, 1920).

Dieses Bild der relativen Häufigkeit von Flächenbränden bekommt noch eine weitere Dimension, da ein großer Teil der laubabwerfenden Wälder während der Trockenzeit sogar mehrmals von Feuer durchlaufen wird. Berichte dieses Phänomens, die aus der Zeit um die Jahrhundertwende stammen (Gleadow 1905; Hodgson 1905, 1906; Singh 1924), lassen sich durch die frühen und späten Brände der Feuersaison erklären. Zu Beginn der Trockenzeit und vor dem Laubfall brennt lediglich die Grasschicht. Ein zweites Feuer entsteht nach dem Laubabfall im Verlauf der fortschreitenden Trockenzeit. Der erste Laubfall wird häufig sogar durch das Grasfeuer induziert, bei dem die Blätter angesengt werden und kurz darauf die feuertragende Streuschicht bilden. Der zweite Laubfall ist dann endogen bzw. durch

Trockenstress bedingt und kann die Voraussetzungen für ein drittes Bodenfeuer schaffen.

Die in derart kurzen Rückkehrintervallen auftretenden Brände entstehen vorwiegend im Rahmen der forstlichen Nebennutzungen, die in den nichtimmergrünen Waldformationen eine volkswirtschaftlich besonders wichtige Rolle spielen. Die gesamte Fläche der regelmäßig durchbrannten laubabwerfenden bzw. offenen Wälder ist nicht bekannt. Angaben aus Burma, Thailand und Viet Nam zeigen aber die möglichen Größenordnungen auf. Die Schätzung der regelmäßig in Burma von Feuer betroffenen Waldflächen erfolgte aufgrund einer Befragung (Goldammer 1986b). Danach können sich die Brandflächen in einer Größenordnung zwischen 3,4 und $6{,}5 \times 10^6$ ha jährlich belaufen. Die Angaben aus Thailand beziffern sich auf eine jährliche Brandfläche von $3{,}1 \times 10^6$ ha (Royal Forest Department 1988). Für Vietnam wurden die dem Feuereinfluss unterliegenden Flächen in den 50er Jahren mit insgesamt mehr als 2×10^6 ha angegeben (McKinley 1957; Goldammer 1992c). Der Stellenwert und die Problematik einer genaueren Flächenabschätzung wird in Abschnitt 5 ausführlich besprochen.

Moderne feuerökologische Forschung in den Feuerklimax-Waldgesellschaften Südasiens beschränkt sich auf wenige vereinzelte Studien. Empirische Beobachtungen und Hypothesen über die Wechselwirkungen zwischen Feuer und Wald liegen allerdings in großer Zahl vor. Sie stammen im Wesentlichen aus den kolonialen Forstverwaltungen Britisch- und Niederländisch-Indiens und sind untrennbar mit waldschutzpolitischen Fragestellungen verbunden, in denen seit der Mitte des vergangenen Jahrhunderts das Feuer ein zentraler Punkt der Diskussion war (Abschn. 4.1.1).

Auch wenn die feuerbeeinflussten Waldgesellschaften des tropischen Asiens nicht den gleichen Artenreichtum aufweisen können, wie die perhumiden äquatorialen Regenwälder, so hat dennoch die Feuerselektion nicht zu einer Artenverarmung geführt. Überschlägige Einschätzungen von Walker (1908, 1910), der in den laubabwerfenden Wäldern Indiens etwa 1500-2000 Arten vermutete, die den jährlichen Feuern angepasst sind, zeigt, daß es sich bei den Feuerklimax-Waldgesellschaften nicht unbedingt um einfach strukturierte Ökosysteme handeln muß. Die Information über den Feuereinfluss auf die Waldbäume beschränkt sich weitgehend auf die beiden wirtschaftlich interessantesten Arten Teak (*Tectona grandis*) und Sal (*Shorea robusta*), denen im Folgenden breitere Aufmerksamkeit gewidmet wird.

3.2.2.1 Eigenschaften der jährlichen Feuer

Das Verhalten und der Impakt der jährlichen Feuer hängt im Wesentlichen vom Zeitpunkt und der Menge des Blattfalles und den Eigenschaften der unterständigen Vegetation ab. Den Beschreibungen der Phänologie thailändischer Savannenwälder von Sukwong *et al*. (1975) ist zu entnehmen, dass der Zeitpunkt des Blattfalls innerhalb der Dipterocarpaceen sehr unterschiedlich ist. *Shorea siamensis* Miq. und *Dipterocarpus intricatus* verteilen den Blattabwurf zwischen Anfang Dezember und März, während *Dipterocarpus tuberculatus* Roxb. den Laubabwurf in den kurzen Zeitraum des Monats Februar konzentriert. Damit kann die Menge der potentiell brennbaren Bodenstreu für einen Waldtyp nicht als eine konstante Größe angesehen werden, sondern ist abhängig von den beteiligten Arten und vom Zeitpunkt während der Trockenzeit. Die von Nalamphun *et al*. (1974) bestimmten Trockengewichte der Streu (Blätter, Zweige, Gras- und Krautschicht) in einem Savannenwald in Süd-Thailand bewegten sich zwischen 6,3-8,4 t ha^{-1}. Aufnahmen von Sukwong und Dhamanitayakul (1977) bestätigen diesen Rahmen mit der Angabe von 7,3 t ha^{-1} im gleichen Versuchsgebiet. Das Trockengewicht der Zwergbambusart *Arundinaria pusilla* A. Chev and A. Camus liegt bei etwa 2 t ha^{-1} (Stott 1988a). Die Heizwerte der brennbaren Streu bewegen sich dabei zwischen 16,0 und 17,6 kJ g^{-1} (für Gras bzw. Laub, umgerechnet nach Angaben von Sukwong und Dhamanitayakul [1977]).

Das Feuer in einer derartigen Streu kann Flammenhöhen von über einem Meter erreichen. Stott (1988a,b) beschreibt die Intensität (***fireline intensity***) solcher Feuer mit etwa 170-400 kW m^{-1}. Damit liegt die Feuerintensität in einem Bereich, der vergleichbar ist mit den Werten von kontrollierten Bodenfeuern in Feuerklimax-Kiefernwäldern und Kiefernaufforstungen (Abb.12).

3.2.2.2 Anpassungen an das Feuer

Von den Anpassungsformen an das Feuer sollen hier die Widerstands- und Isolationsfähigkeit der Borke, das Wiederausschlagvermögen und Verjüngung aus Samen angesprochen werden. Beide Eigenschaften zeichnen Baumarten aus, die in den regelmäßig durchbrannten Flächen vorkommen.

Die Borke als Schutz gegen Feuer und Träger von Feuerdaten

Bei *Tectona grandis* beruht das Ausheilungsvermögen von Feuerwunden auf der Bildung von traumatischem Gewebe, ein Phänomen, das bereits zu Anfang dieses Jahrhunderts im Zusammenhang mit den wirtschaftlichen Folgeschäden von Waldbränden in Burma und Niederländisch-Indien beschrieben wurde (Rodger 1907; Fischer 1913; Beumée 1919a). Photographische Aufnahmen von Teakbäumen, die am Stammfuß oder auch auf ganzer Länge wiederholt von Feuer ausgehöhlte Beschädigungen aufweisen, erinnern an die Physiognomie nordamerikanischer Koniferen aus den dortigen Feuerklimax-Waldgesellschaften, z.B. Kiefern (*Pinus* spp.) oder Mammutbäume (*Sequoiadendron giganteum* und *Sequoia sempervirens*). Diese Schadbilder legen die Vermutung nahe, zurückliegende Feuerspuren als Hinweise auf Feuerintervalle nutzen zu können. Derartige feuerhistorische Untersuchungen, die Auskunft über die feuerinduzierte Bestandesdynamik geben können, sind bei den feuerangepassten Koniferen unproblematisch (Abschn.3.4.2). Im Gegensatz zu den harzreichen Kiefern und Lärchen, die das durch einen Feuerschaden exponierte Kern- und Splintholz durch Resinosis weitgehend gegen Fäulnis und Schädlingsbefall absichern können, ist die Anfälligkeit von Laubholzarten gegen Fäulnis sehr viel größer. So zeigen beispielsweise eigene Untersuchungen von *Betula platyphylla* in China die Fähigkeit dieser Art, Brandwunden zu überwallen (siehe Abschn.3.6). Dennoch brechen die feuergeschädigten Bäume nach einigen Jahren zusammen, da ein beschleunigter Fäulnisprozeß von der Brandwunde aus einsetzt. Arno und Wilson (1986) zeigten ein ähnliches Problem bei *Cercocarpus ledifolius* (Curlleaf Mountain Mahogany) auf, einer Zwergbaumart aus dem westlichen Nordamerika. In den Tropen kommt neben der Fäulnis noch das Problem der Ausbildung von datierungsfähigen Jahrringen als begrenzender Faktor hinzu. Goldammer (1986b; auch veröffentlicht in Stott *et al*.1990) fand in den Savannenwäldern des birmanischen Trockenbeckens vor allem *Dipterocarpus tuberculatus* als feuerdatierbar, eine Art, die im dortigen extrem saisonalen Klima eine gut erkennbare Jahrringbildung zeigt und auch sehr widerstandsfähiges Kern- und Splintholz aufweist (Abb.13). Diese Dipterocarpacee wurde bereits frühzeitig als ein wichtiges feuerresistentes Element in den laubabwerfenden Dipterocarpaceenwäldern Südasiens beschrieben (Brandis 1896).

Die Eigenschaft der dicken Borkenschicht ist gleichermaßen ein Merkmal der Feueranpassung und der Xeromorphie. Baumarten aus degradierten Feuchtwäldern, die in einem trockeneren Mikroklima und in einer regelmäßig von Feuer betroffenen Umwelt überleben müssen, zeigen diese Eigenschaft. Das Beispiel von *Syzigium cumini*, einem Überbleibsel aus dem philippinischen Tiefland-Dipterocarpaceenwald in der heutigen degradierten Feuersavanne ist hier stellvertretend für viele Arten (Goldammer 1985a; Goldammer und Peñafiel 1990).

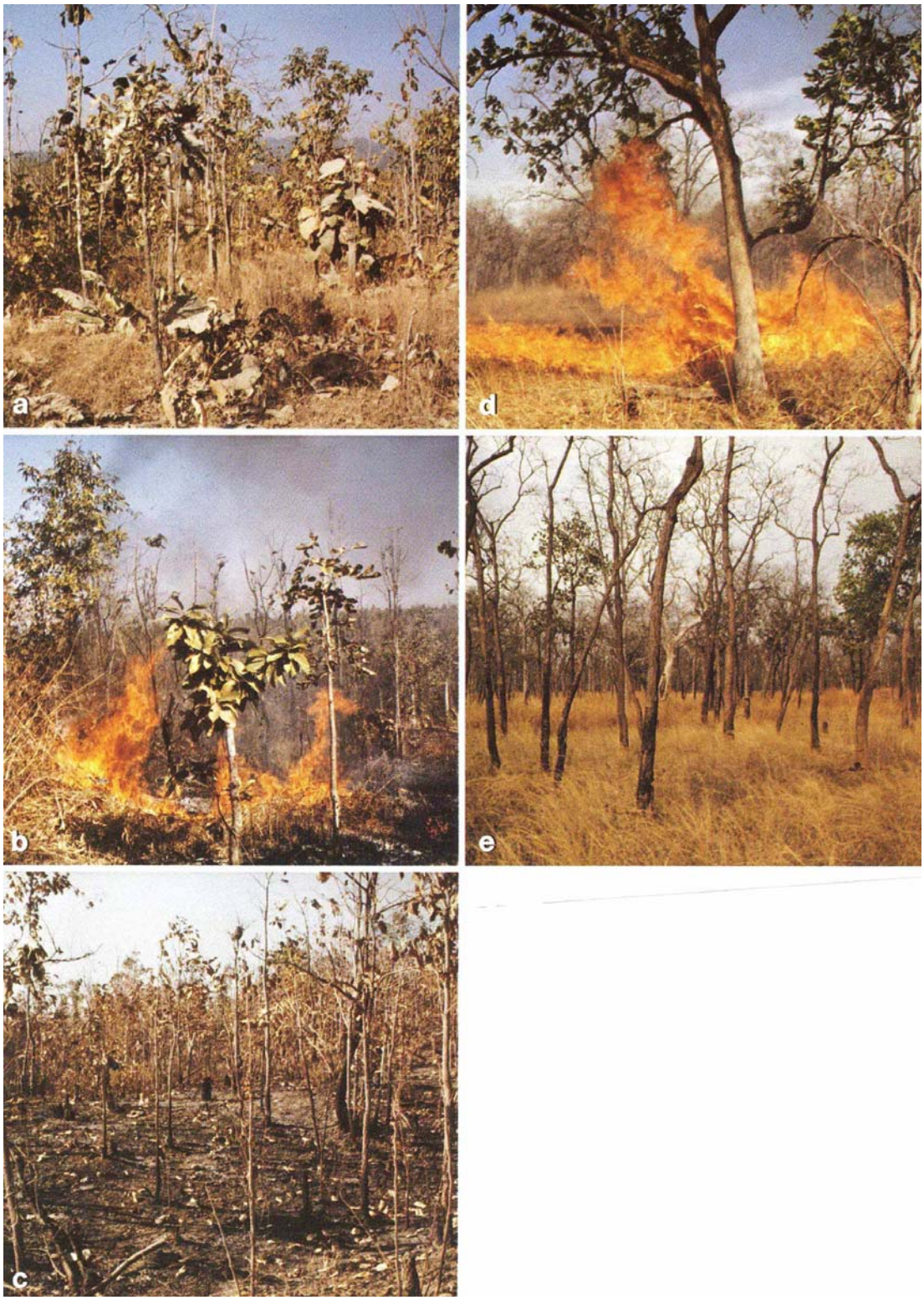


Abb.12a-e. Serie von Ansichten von Feuerklimaxwäldern in Burma und Indien. Fotos a-c zeigen (a) einen typischen "Indaing"-Wald (dominiert von *Dipterocarpus tuberculatus*) bei Yezin (Oberburma, Februar 1986), (b) das typische Bild eines Bodenfeuers und (c) einen Bestand nach dem Durchlaufen des Feuers. Ein Bodenfeuer hoher Intensität in einem südlichen tropischen Trockenwald in Zentral-Indien (Maharashtra; April 1986) und die feuerbedingte Waldstruktur sind in den Bildern d-e gezeigt (Fotos: Goldammer; aus Stott *et al.* 1990, mit Genehmigung des Springer-Verlages).

Abb.13. Die Fähigkeit von *Dipterocarpus tuberculatus*, Brandwunden auszuheilen, erlaubt die Rekonstruktion von Feuerereignissen hoher Intensität (Oberburma, Februar 1986. Photo: Goldammer; aus Stott *et al.* 1990; mit Genehmigung des Springer-Verlages).

Abb.14. Die jährlichen Bodenfeuer in Beständen von *Shorea robusta* im nördlichen Indien und Süd-Nepal erhalten die Monostruktur (Reinbestände gleicher Altersklassen; hier im Terai, April 1986). Da die Naturverjüngung von *S.robusta* jährlich zurückgebrannt wird, muss eine Verjüngung der Bestände durch eine kurze Periode des völligen Feuerausschlusses eingeleitet werden (aus Goldammer 1988b).

Wiederausschlagvermögen

Sowohl bei Teak als auch bei Sal ist die Fähigkeit, nach Brandbeschädigung oder sogar nach vollständigem Zurückbrennen wiederausschlagen zu können, frühzeitig erkannt worden. Beide Arten standen damit im Brennpunkt der Diskussion um die Einbeziehung des Feuers in die Bewirtschaftung dieser Wälder im damaligen Britisch-Ostindien und Niederländisch-Ostindien. Bislang sind die morphologisch-histologischen Eigenschaften dieser beiden wichtigsten Vertreter der nichtimmergrünen Waldgesellschaften Südasiens, aber auch anderer Arten, wenig bekannt, die den Wiederausschlag nach Zurückschneiden, Brand oder Verbiß ermöglichen.

Bei beiden Arten erfolgt Wiederausschlag sowohl nach dem Zurückbrennen junger Stock- und Wurzelausschläge nach einem Bodenfeuer, als auch bei älteren Stämmen, die durch ein Vollfeuer hoher Intensität schwer beschädigt oder abgetötet wurden. Bei *Shorea robusta* sind dabei auch besonders die epikormischen Sprossen auffallend, die nach Brandeinwirkung reichlich auftreten (Rawat 1949).

Verjüngung durch Samen

Für beide Arten ist die Freilegung des Mineralbodens für die Keimung der Samen von besonderem Vorteil. Der reichliche jährliche Samenfall erfolgt zu Beginn der Regenzeit, wenn der Mineralboden nach den Trockenzeitfeuern freigelegt ist und somit besonders günstige Keimungsbedingungen vorliegen. Wenn die Monsunregen noch nicht eingesetzt haben, können die Samen durch ein spätes Bodenfeuer, oft das zweite oder dritte aufeinanderfolgende Feuer der Saison vernichtet werden. Ohne den Feuereinfluss wird der Keimungserfolg durch die lose gepackte Blattstreu erschwert und bei stärkeren Auflagen, die sich nach Feuerausschluss von einem und mehr Jahren bilden, sogar unmöglich. Derartige Beobachtungen wurden nicht nur auf dem indischen Subkontinent gemacht (Bryant 1907), sondern auch in Indonesien dokumentiert (Spaan 1912).

Bestandesstruktur als Ergebnis der Feueranpassung

Der klare Wettbewerbsvorteil von Teak und Sal gegenüber anderen Arten der Feuerklimax-Laubwaldgesellschaften drückt sich in der Struktur der Bestände aus. Großflächige und gleichaltrige Reinbestände kommen häufig vor. Ihre Entstehung geht auf ein bestandesumwandelndes Feuer hoher Intensität (***stand replacement fire***) zurück oder ist auf Schlagabraumbrennen nach Kahlschlag zurückzuführen. Bei Fortsetzung des Einflusses der jährlichen Feuer über Jahrzehnte hinweg bilden sich einförmige Hallenbestände oberständiger *Tectona grandis* oder *Shorea robusta*. Die aufkommende unterständige Vegetation wird periodisch durch Feuer zurückgedrängt. Abbildung 14 zeigt einen frisch durchbrannten Sal-Bestand im Terai von Nepal, in dem neben der organischen Bodenauflage sämtliche unterständige Vegetation, nebst Stockausschlägen von Sal, verbrannt bzw. zurückgesetzt sind.

Bei Feuerausschluß erhöht sich der Wettbewerbsvorteil anderer Arten. Das führt dazu, daß die Teak- bzw. Sal-Verjüngung reduziert wird und das beide Arten in einem dann entstehenden Mischwald nur noch eine untergeordnete Rolle spielen (s.a. Beobachtungen von Beumée 1919b; Ten Oever 1912). Unter der Begleitflora verschiedener feuchter Teakstandorte in Indien und Burma (***moist upper mixed deciduous forests***) spielen verschiedene Bambusarten eine große Rolle (z.B. *Bambusa polymorpha* Munro und *Cephalostachylon pergracile* Munro), die nach Feuerausschluss stark aufkommen und die Verjüngung von Teak unterdrücken (Bryant 1907). Unterständiger und mitherrschender Bambus erhöht die Gefährdung durch Wildfeuer hoher Intensität, die das Bodenfeuer als Vollfeuer in die Kronen tragen. Troup (1921) zitiert aber auch eine Beobachtung, daß die Koinzidenz der großflächigen Blüte (***gregarious flowering***) von Bambus (*Dendrocalamus strictus* Nees und *Bambusa tulda* Roxb.) und der Verfügbarkeit frischer Brandflächen zu einer aggressiven Ausbreitung dieser Arten mit nachfolgender Unterdrückung von Teak führen kann (Goldammer 1986b).

Inwieweit bei Feuerausschluss das Phänomen der Allelopathie oder der Autotoxizität potentiell für das Ausbleiben der Teak- bzw. Sal-Verjüngung verantwortlich sein kann, ist unklar. Beobachtungen, die zur

Formulierung einer Hypothese über das Vorhandensein von "toxischen Stoffen" führten, wurden zu Anfang des Jahrhunderts angestellt (Gupta 1910), allerdings nie weiter verfolgt. Bei verschiedenen Buscharten im kalifornischen Chaparral wurde beobachtet, dass phytotoxische Substanzen (Keimungsinhibitoren) durch den Feuereinfluss verändert und unwirksam werden (Muller *et al*. 1968; Hanes 1971; Christensen und Muller 1975). Eine derartige potentielle Auswirkung des Feuers auf die Keimung von Teak und Sal bedarf der Untersuchung.

3.2.3 Degradation durch Feuer und andere wiederkehrende Einflüsse

Die seit dem letzten Jahrhundert durch eine Vielzahl von Berichten und Veröffentlichungen bestätigte Feuerbeeinflussung der südasiatischen nichtimmergrünen Waldgesellschaften geht möglicherweise auf neolithische Kulturen und damit auf einige tausend Jahre zurück. Wenn sich die in kurzen Intervallen gebrannten Waldflächen bis heute erhalten haben, so liegt die Schlussfolgerung nahe, dass es sich dabei um stabile Feuerklimax-Waldgesellschaften handelt. Trotz der Feueranpassung vieler Arten lassen sich aber Tendenzen der Degradation der Feuerklimax erkennen, die indirekt Folgen des Feuereinflusses sind.

Erosion

Die Auswirkungen des jährlichen Brennens auf den Boden können nicht übersehen werden. Hierzu sind zwar keine moderneren und wissenschaftlichen Untersuchungen bekannt, so dass hier auf eigene und weitere, vowiegend ältere empirische Beobachtungen zurückgegriffen werden muss.

Eine offensichtliche Folge des jährlichen Durchbrennens ist das Fehlen einer Humusauflage und eines generell humusarmen Oberbodens. Bodenverhärtung führt zum verstärkten Oberflächenabfluss, zur horizontalen Auswaschung der Asche und damit der wichtigen Pflanzennährstoffe, die vom Standort ausgetragen werden. Besonders starke Oberflächenerosion setzt zu Beginn der starken, ergiebigen Monsunregen ein, die auf den frisch überbrannten und freigelegten Mineralboden treffen. Zu dieser Zeit ist in den regengrünen Feuchtwäldern der Laubaustrieb zwar weitgehend erfolgt, kann aber die mechanische Wirkung der Starkregen nicht wesentlich mindern. Die frisch durchbrannten regengrünen Trockenwälder, wie etwa die trockenen Mopane-Reinbestände Afrikas (*Colophospermum mopane* [Kirk ex Benth.] Kirk ex J.Léon, Caesalpiniaceae), die sich erst nach Einsetzen der Regenzeit belauben (Henkel 1931), werden allerdings von der direkten Einwirkung der einsetzenden Regenzeit getroffen.

Die starke Oberflächenerosion, die beispielsweise von Shirley (1926) und Champion und Osmaston (1962) in Teakwäldern erwähnt wurde, soll in Abbildung 15 verdeutlicht werden. Bei dem abgebildeten Bestand handelt es sich um eine 30-jährige Aufforstung mit *Tectona grandis* in Uttar Pradesh, Indien, die seit Bestandesbegründung durch Bodenfeuer beeinflusst wurde. Der Bodenabtrag betrug in diesem Zeitraum etwa 2000 m^3 ha^{-1}; dies entspricht einer jährlichen Erosionsrate von ca. 60-70 t ha^{-1} oder einem Oberbodenabtrag von 6-7 mm (Goldammer 1987b).

Abb.15. Regelmäßig durchbrannte Reinbestände aus Teak (*Tectona grandis*) unterliegen besonders starken Erosionserscheinungen des Oberbodens. Die Bodenfeuer legen den Mineralboden vor den einsetzenden starken Monsunregen frei. Die Kronen sind dann noch nicht voll entwickelt und können die mechanische Kraft der Regenfälle nicht mindern. Die abgebildete 30-jährige Teak-Plantage in Uttar Pradesh (Indien; April 1986) verzeichnet einen Verlust von 2000 m^3 Oberboden durch Oberflächenerosion seit Begründung (aus Goldammer 1987b).

Waldweide

Im Wirkungsgefüge Feuer ↔ Selektion der Vegetation ↔ Bodenabtrag spielt die Waldweide eine erhebliche Rolle in der Auslösung und/oder Beschleunigung der Degradation der Waldstandorte. Die nichtimmergrünen Wälder, deren Flächenreserven unverzichtbar für die Weidewirtschaft sind, werden im Wesentlichen im Rahmen der Viehwirtschaft durchgebrannt. Die Feuer erfolgen zu einem Zeitpunkt während der Trockenzeit, zu dem die Weidegrundlagen weitgehend erschöpft und vertrocknet sind. Durch das Durchbrennen wird der Aufwuchs äsbarer Vegetation (Gras, Stockausschläge) stimuliert, die die Zeit bis zum einsetzenden Monsun überbrückt. Diese Weidefeuer entstehen somit häufig zu einem ungünstigen Zeitpunkt, da sie aufgrund der fortgeschrittenen Trocknis sehr viel höhere Intensität entwickeln als die zu Anfang der Trockenzeit gelegten Brände (***early burning***).

Die Auswirkungen des Feuers und der Beweidung (Äsung der Bodenvegetation, Verbiss, Schälen) überlagern sich, ebenso feuerinduzierte Erosion und Trittschäden durch Vieh, vor allem im geneigten Gelände. Sowohl Selektion der Vegetation und Dichte der pflanzlichen Biomasse als auch Bodendegradation durch Erosion lassen sich dann ursächlich nur schwer voneinander trennen. Die wechselseitige Beeinflussung beider Faktoren ist ebenfalls gegeben.

Ohne Beeinflussung durch regelmäßiges Auftreten von Feuer entwickeln sich die nichtimmergrünen

Waldgesellschaften dichtständiger, mehrschichtig und vielaltrig. In den feuchteren Varianten der regengrünen Wälder gesellen sich Schlinggewächse hinzu. Ohne den Feuereingriff, der einer Niederdurchforstung gleichkommt, spielt die Gras- und Krautschicht nur in Lücken (Windwurf, Blitzloch, Brandrodungsparzelle) eine Rolle. Damit sind die Waldflächen für Weidevieh nicht betretbar und nutzbar. Gleiches gilt für verschiedene Wildarten, deren Habitatansprüche durch die offenen Waldländer erfüllt werden. Das Ausbleiben von herbivorem Jagdwild in Indien nach Feuerausschluss, beispielsweise des Bison, wurde dann auch als ein wichtiges Argument für die Erhaltung des Feuereinflusses angesehen (Anonymus 1905c).

Die Beweidung in den feuerbeeinflussten und sich zunehmend offener entwickelnden Wäldern verändert andererseits die Biomassedichte der Bodenvegetation. Die Reduzierung der Grasschicht vermindert Flammenhöhe und Feuerintensität (Abschn.3.5) und damit den Eingriff des Feuers auf den stehenden Waldbestand. Waldweide kann sich daher durchaus stabilisierend auf ein bestimmtes Niveau eines Feuerregimes auswirken, das aus waldbaulich-ökologischen Gründen wünschenswert ist.

Bei Überschreitung der Tragfähigkeit (Überweidung) entwickelt sich die Bodenvegetation zunehmend diskontinuierlich, so dass die Geschwindigkeit der Feuerausbreitung reduziert und die Uniformität der Brandauswirkungen zunehmend irregulär wird. Eine generelle Tendenz zum fleckenweisen oder sogar horstweisen Graswuchs führt dann zur Unterbrechung und Verkleinerung der Brandflächen. Der Prozess der heutigen anthropogenen und zoogenen Savannisierung der nichtimmergrünen Waldgesellschaften ist ein Ergebnis von Brand- und Weidewirtschaft.

3.2.4 Problemstellungen für die Forstwirtschaft

Die dualen Auswirkungen des Feuers in den regengrünen Tropenwäldern liegen nahe beieinander. Feuerausschluss oder die Verlängerung des Rückkehrintervalls führen zu einer sukzessionalen Weiterentwicklung, die die Vielfachnutzung der Wälder - von der Waldweide bis hin zu den anderen forstlichen Nebennutzungen - einschränkt. Die Erhöhung des Feuer- und Nutzungsdruckes führt hingegen zu waldbaulichen Problemen, zur Verschlechterung des Standortes und letztlich zur Savannisierung.

Wenn die ertragreichen Teak- und Sal-Wälder, stellvertretend für eine Vielzahl von nichtimmergrünen, periodisch durchbrannten Waldformationen, tatsächlich eine Feuerklimax darstellen, dann erfordert ihre nachhaltige Bewirtschaftung auch die Integration des Feuers in die waldbauliche Planung. Die kontroversen Auseinandersetzungen um das "**Burma-Schisma**", das sich auf Empirie und Emotion gründete (Abschn.4.1), bietet einen reichen Fundus von Denkansätzen, die es zu klären gilt. Eine Vielzahl von Beobachtungen stehen heute noch ungeklärt nebeneinander, die die Rolle des Feuers in der Bestandesentwicklung, Wuchsleistung, Verjüngung oder sogar der Holzqualität beschreiben (etwa: Astfreiheit von Teak durch Feuer vs. Feuer als Ursache von Drehwuchs, niedrigem Kronenansatz, Stammbeschädigungen) (z.B. Osmaston 1935).

Der begrenzte Nutzen der meisten Beobachtungen ist in der mangelnden Quantifizierung des Feuers begründet, die für dessen Beurteilung imperativ ist. Das "kontrollierte Brennen", die aktive Steuerung des Feuers im Ökosystem-Management (Integriertes Feuer-Management), erfordert eine konkrete Beschreibung des gesamten Komplexes "Feuerökosytem", von der brennbaren Biomasse, den ökologischen Auswirkungen des Feuers bis hin zum Feuer selbst. Da das Feuer aber seit hunderten oder vielleicht tausenden und hunderttausenden von Jahren unkontrolliert in die Ökosysteme der Tropen und Subtropen eingebracht wird und sich viele Beobachtungen auf ein unkontrolliertes System beziehen, darf dem Großteil empirisch begründeter Aussagen nur eingeschränktes Gewicht beigemessen werden.

3.2.5 Zusammenfassung

Die Feuerregime der saisonalen (nichtimmergrünen) Laubwaldformationen der wechselfeuchten Tropen

sind durch kurze Feuerintervalle von einem bis mehreren Jahren gekennzeichnet. Im tropischen und subtropischen Asien sind die Feuer überwiegend anthropogenen Ursprungs und wirken sich spätestens seit dem Beginn des Holozäns zunehmend auf die Artenzusammensetzung und räumliche Struktur der Wälder aus. Diese anthropogenen Feuerklimaxwälder, die im Falle einiger Monsunwälder auf dem südasiatischen Festland bis zu dreimal jährlich durchbrannt werden können, weisen eine Reihe von Merkmalen der Feueranpassung auf (Borke, Wiederausschlagvermögen, Mineralbodenkeimung). Der Feuerausschluss wirkt sich in diesen Wäldern ungünstig auf die Verjüngung und Bewirtschaftung wirtschaftlich wichtiger Baumarten aus und beeinträchtigt auch die Ernte von Nicht-Holz-Produkten. Andererseits unterliegen die jährlich durchbrannten Wälder auch starken Erosionserscheinungen. In diesen Waldgesellschaften ist daher die Dualität der Rolle des Feuers in der Sicherung nachhaltiger Bewirtschaftung besonders deutlich und zeigt die Notwendigkeit einer aktiven Steuerung des Feuers durch das Integrierte Feuer-Management auf (Abschn.4).

3.3 Degradierte Waldgesellschaften: Savannen und Grasländer

Mit zunehmendem Feuerdruck und den damit assoziierten Faktoren der Übernutzung (Waldweide, Brennholznutzung usw.) degradieren die meisten Waldgesellschaften der Tropen zu einer Form der Savanne (Savannisierung). Sieht man an dieser Stelle von einer detaillierten Differenzierung bzw. dem Problem uneinheitlich gehandhabter Definitionen der verschiedensten Savannenformationen ab (s.a. Bourlière und Hadley 1983), dann ist die Physiognomie der feuerinduzierten Savannen durchaus ähnlich mit der Vielzahl von klimatisch, edaphisch oder orographisch bedingten Savannen, in deren Dynamik das Feuer ebenso wie Beweidung durch Wild- oder Haustiere kein primär wirkender Faktor war. Ihre gemeinsame Eigenschaft ist ein Grasstratum, in denen C_4-Gräser dominieren und das gewöhnlich mit feuertoleranten Bäumen und Sträuchern assoziiert ist. Die Bandbreite der Physiognomie der Savannen reicht von den Baumsavannen mit einer relativ geschlossenen Baumschicht und einer heliophytischen Grasschicht bis hin zu den baum- und strauchlosen reinen Grasländern. Insgesamt umfassen die tropischen Savannenformationen eine Fläche von etwa 2300-2600x10^6 ha zwischen den äquatorialen Feuchtwaldbiomen und den Wüsten und Halbwüsten mittlerer Breiten (Cole 1986; Weiss 1990).

Im vorhergehenden Abschnitt wurde die Frage der Abgrenzung zwischen Wald und Savanne und den zahlreichen dazwischen liegenden Ökotonen aus feuerökologischer Sicht bereits angesprochen. In Analogie sollen diejenigen Vegetationsformen zwischen offenem Waldland und reinem Grasland als "Savanne" (und nicht als "Wald") verstanden werden, in denen das Grasstratum die wesentliche potentiell brennbare Biomasse darstellt und der Anteil der regelmäßig (1-5-jährig) brennbaren Biomasse der Baum- und Strauchschicht vernachlässigbar wird.

Aus dem Auftauchen der ersten Pollen von Gramineen werden auch Rückschlüsse auf die Entstehung der Savannen im Mittleren Eozän gezogen (Van der Hammen 1983). Die Paläo-Ökologie und Paläo-Biogeographie der Savannenformationen wurde weitestgehend von den Klimaschwankungen bestimmt, und zeigte eine komplementäre Entwicklung zu den Verbreitungsbewegungen der tropischen Regenwälder. Während der pleistozänen Glaziale belegten die Savannen daher auch einen wesentlich größeren Verbreitungsraum als etwa im heutigen Postglazial.

Der Zeitpunkt, ab dem anthropogene Feuer als ein bestimmender Faktor der Savannisierung auftraten, ist immer noch unklar. Der bislang ermittelte Zeitpunkt des frühsten anthropogenen Feuergebrauchs im südlichen Afrika, ca. 1,5 Mio. Jahren vor Heute, lässt den vagen Schluss zu, dass der Mensch durch das Feuer hier eine co-evolutionäre Kraft auszuüben begann. Heute lassen sich in den meisten Savannenformationen die Rolle bzw. der Beitrag der verschiedenen an der Savannisierung beteiligten Faktoren, darunter natürliche und anthropogene Feuer, aber nur noch schwer voneinander trennen.

Die heutige ökologische Entwicklung der Savannen ist das Ergebnis eines zunehmend komplexer werdenden Gefüges aus sozio-kulturellen und -ökologischen Faktoren, in die das Feuer eingebettet ist. Es kann an dieser Stelle nicht die Aufgabe sein, die Ökologie der Savannen in ihrer Gesamtheit zu behandeln und auf die vielfältigen Reaktionen auf das Feuer im Detail einzugehen. Da die Zahl von Einzeluntersuchungen hierzu sehr groß ist, soll hier nur auf die wichtigsten neueren Monographien zur Savannenökologie (Huntley und Walker 1982; Bourlière 1983; Tothill und Mott 1985; Cole 1986) und zur Feuerökologie afrikanischer Savannen verwiesen werden (Tall Timbers Research Station 1972; Booysen und Tainton 1984).

Den folgenden Ausführungen sind zum Einen die Arbeiten zugrunde gelegt, die sich mit den Degradationsfaktoren und den Feuerregimen der Savannen befassen und im eigenen Hause entstanden sind. Zum Anderen soll ein Blick auf die südasiatischen Tropenwaldbiome geworfen werden, in denen der Savannisierungsprozeß nicht so alt ist wie beispielsweise in Afrika und heute besonders interessante Entwicklungen in den Regenwaldbiomen zeigt.

3.3.1 Feuerregime und Anpassungsformen in den Feuersavannen

Mit dem Vorhandensein eines kontinuierlichen Stratums ein- und mehrjähriger Gräser und anderer Bodenpflanzen ist die Grundvoraussetzung für jährlich auftretende Feuer gegeben. Die einjährigen Pflanzen und die oberirdischen Sprossteile der mehrjährigen Pflanzen sind ab dem Beginn der Trockenzeit bis zum Höhepunkt der Trockenzeit zunehmend brennbar.

Bei Vorliegen saisonaler Klimabedingungen und der allgemein hohen Wahrscheinlichkeit der Entzündung der Savannenbiome hängt die großflächige Ausbreitung des Feuers im Wesentlichen von der Kontinuität und der Menge der jährlich abgestorbenen und brennbereiten Biomasse ab. Die Häufigkeit der Feuer richtet sich dann nach der Produktivität (Nettoprimärproduktion) und der Akkumulation der brennbaren Biomasse eines Savannenhabitats.

In Analogie zu der Einteilung der saisonalen, nichtimmergrünen Waldgesellschaften lassen sich die Savannen in trocken-eutrophe und feucht-dystrophe Typen unterteilen. Bei der letzteren Form ist davon auszugehen, dass es sich um sogenannte ***derived savannas*** handelt, d.h. um potentielle Waldstandorte bei Feuerausschluss. Die jährlich zur Verfügung stehende brennbare (oberirdische) Biomasse der Gras- und Krautschicht (Biomassedichte) hängt von der unterschiedlichen Wasserversorgung und der davon abhängenden Produktivität der Savannenstandorte ab. In den sudanesischen Trockensavannen des Sahel kann beispielsweise die oberirdische Biomasse der Gras- und Krautschicht unter 1 t ha^{-1} liegen, während sie in den *Pennisetum*-Feuchtsavannen am Mount Nimba bis zu 25 t ha^{-1} beträgt (UNESCO 1979).

Die ausführlich beschriebenen westafrikanischen **Lamto**-Savannen (Côte d'Ivoire; s.a. Abb.16) zeigen beispielsweise auch auf einer räumlich begrenzten Catena unterschiedliche Biomassendichten (Menaut und César 1979, 1982; Menaut *et al*. 1985). Innerhalb der *Andropogoneae*-Fazies liegt die maximale oberirdische Biomasse des Grasstratums im *Andropogoneae*-Grasland bei 10,5 t ha^{-1} höher als in den übrigen Fazies mit durchschnittlich 7,2 t ha^{-1} (Menaut und César 1979). Die abgestorbene Biomasse der Gras- und Krautschicht unmittelbar vor der üblichen Zeit des Überbrennens liegt im *Loudetia simplex*-Habitat bei 1,7 t ha^{-1} und in der *Andropogoneae*-Buschsavanne bei 8,9 t ha^{-1} (Menaut und César 1982).

Der Anteil der oberirdischen verholzten Biomasse nimmt von der Buschsavanne zur Baumsavanne (***savanna woodland***) graduell zu. Während in der offenen Buschsavanne (Bedeckungsgrad 7%) die oberirdische verholzte Biomasse 7,4 t ha^{-1} beträgt, steigt sie bei der Baumsavanne (45 % Überschirmungsgrad) auf 54,2 t ha^{-1} an (Menaut und César 1982).

Abb.16a-b. Charakteristische Bilder einer westafrikanischen Feuchtsavanne. Das obere Bild (a) zeigt eine *Andropogoneae*-Savanne bei Lamto (Côte d'Ivoire; Februar 1991), deren charakteristischer Baumbestand aus Palmen (*Borassus aethiopum*) besteht. Das Auflagegewicht der Grasschicht beträgt hier ca. 8 t $ha^{-1.}$ Das untere Bild (b) zeigt den Saum eines Feuers im gleichen Savannenbiom, an dem Milane (*Milvus migrans*) Jagd auf fliehende Insekten und Kleinsäuger machen (siehe Text; Foto: Goldammer).

Für den Brandvorgang spielen die vereinzelt stehenden feuerresistenten Bäume keine Rolle, da die Bodenfeuer von der Grasschicht getragen werden. Es liegen bislang keine Untersuchungen vor, die das Feuerverhalten in einer standardisierten Form beschreiben. Bei den Savannenfeuern ist das Lauffeuer mit dem Wind (***heading fire***) der wichtigste Teil des Brandgeschehens. Ein Mitwindfeuer kann bei den sehr hoch wachsenden Grasarten (bei *Andropogoneae* bis zu 2,5 m) auch große Flammenlängen und hohe Temperaturen (oberirdisch bis zu 600°C) erreichen (s.a.Gillon 1983). In einer nigerianischen Savanne wurde bei einer verbrannten Auflage von 4,6 t ha^{-1} ein Heizwert von 7733 kJ m^{-2} errechnet (Hopkins 1965).

Die Verweilzeit der Feuer ist bei der hohen Ausbreitungsgeschwindigkeit und dem schnellen Verbrennungsprozess der ***flash fuels*** relativ gering, so dass sich die Temperaturen im Mineralboden beim Feuerdurchgang nicht erheblich erhöhen (s.a. Masson 1948; Vareschi 1962).

Die Feuerfrequenz (Rückkehrintervall des Feuers) hängt von der Menge und Kontinuität der abgestorbenen Gras- und Krautschicht ab. In den Trockensavannen Afrikas, vor allem in der Sahelzone, die neben dem Feuer auch noch erheblichem Beweidungsdruck ausgesetzt sind und zur Desertizierung neigen, sind die Voraussetzungen für großflächige Feuer nur in Abständen von mehreren Jahren (2-5) gegeben.

Die Vegetation der Gras-, Strauch- und Baumschicht muß sich diesem regelmäßigen Feuereinfluss anpassen oder wird aus den Feuerklimax-Habitaten verdrängt. Grundsätzlich gelten hier die gleichen Anpassungsmechanismen, wie sie für die nichtimmergrünen Wälder und die Kiefernwälder in den Abschnitten 3.2 und 3.4 beschrieben sind. Im Folgenden sollen daher nur einige wichtige und für die offenen Feuersavannen typischen Überlebensstrategien bzw. Lebensformen zusammengefasst dargestellt werden.

Schutz der Erneuerungsknospen, epikormische Knospen und hitzeisolierende Borke

Das Überleben von Erneuerungsknospen der Gras-, Strauch- und Gehölzpflanzen während der jahreszeitlichen Extreme (Dürre) und bei regelmäßigem Feuereinfluss ist durch verschiedene Strategien gesichert. Die Erneuerungsknospen bei Kryptophyten (Geophyten) sind im Mineralboden eingebettet und so vor dem Feuereinfluss gesichert. Die Hemikryptophyten (Oberflächenpflanzen) schützen das meristematische Gewebe beispielsweise durch dicht gepackte Horste, in denen die Erneuerungsknospen in Blattscheiden sicher vor Dürre und Feuer eingebettet sind. Durch die geringe Verweilzeit des Feuers brennen solche Grashorste auch selten aus, lediglich die darüber stehenden abgestorbenen Pflanzenteile verbrennen. Die mehrjährigen Horstgräser sichern damit ihr Überleben in der Feuerklimax.

Der Schutz des Gewebes durch persistente abgestorbene Blätter und Blattscheiden ist auch bei anderen monokotyledonen Pflanzen ausgeprägt, beispielsweise bei Liliaceen oder Arecaceen (Palmen). Die besonders feuerresistenten Palmen zählen deswegen häufig zu den in der Feuerklimax überlebensfähigen Arten aus früherer Waldvegetation, beispielsweise *Borassodendron borneensis* in Südostasien (Goldammer und Seibert 1990) oder *Borassus aethiopum* in den Lamto-Savannen von Côte d'Ivoire (Abb.16); weitere feuerresistente Palmen sind in den Tropen Südamerikas und Australiens beschrieben (Frost 1984, 1985).

Die Erneuerungsknospen bei den Phanerophyten, den Sträuchern und Savannebäumen, liegen höher über der Mineralbodenoberfläche und sind dem Feuereingriff ausgesetzt. Das Überleben vieler Savannenbäume, die im höheren Alter durch ausreichend starke Borke und hohen Kronenansatz vor dem Feuereingriff geschützt sind, bedarf daher einer "Feuerpause" von mehreren Jahren, die das "Durchwachsen" der Verjüngung durch die Flammenzone ermöglicht.

Epikormische "schlafende" Knospen werden bei stärkerer Beschädigung der Gehölzpflanzen durch Feuer aktiviert. Dieses Phänomen ist für verschiedene Savannenbäume Afrikas (West 1972; Frost 1984, 1985), Südamerikas (Coutinho 1990) und Australiens (Gill 1981) beschrieben.

Räumliches und zeitliches Ausweichen

Feuerfreie, räumlich begrenzte Habitate spielen im großflächigen Feuermosaik der Savannen als Refugien für feuerempfindliche Arten eine wichtige Rolle. Derartige Standorte können in den Ausmaßen räumlich und zeitlich sehr begrenzt sein oder auch permanente Rückzugsgebiete darstellen. Vorübergehende Refugien sind beispielsweise Termitenhügel oder durch Effekte der Übernutzung (Tritt- und Feuerschäden) diskontinuierlich gewordene Bodenvegetation, die ein kleinflächiges Brandmosaik mit ungebrannten Inseln darstellt (Imort 1989).

Langfristige Rückzugsgebiete sind beispielsweise Refugien von Regenwaldvegetation, die sich als Galeriewälder oder Schluchtwälder inmitten einer savannisierten Landschaft halten können. Derartige Refugien spielten nicht nur während der pleistozänen Klimaschwankungen eine Rolle (Abschn.3.1.4), sondern sind auch noch heute funktional (Gillison 1983; Sarmiento 1983). Die Savannenfeuer können diese Refugien durchaus in längeren Zeitabständen, insbesondere in Zusammenhang mit Klimaoszillationen, beeinträchtigen. Laubwaldrefugien in der Kapprovinz Südafrikas, die in die Feuerklimax der mediterranen Fynbos-Gesellschaften eingebettet sind, weisen derartige Feuerereignisse auf (Goldammer, unveröffentl. Daten). In den *Podocarpus falcatus*-Wäldern bei George und im Kogelberg-Reservat wurde oberflächennahe Holzkohle mit einem ^{14}C-Alter von 430±70 und 510±50 vor Heute bestimmt (HAM 2828 und 2819). Die Auswirkungen derartig lange zurückliegender Feuer, deren Größenumfang sich nicht mehr feststellen läßt, bleiben unklar.

Ein weiteres Rückzugshabitat stellen Felsschutthalden und Areale mit an die Oberfläche tretendem Grundgestein dar. Geröllhalden können frei von Oberboden sein und dennoch die Durchwurzelung von Bäumen und Sträuchern durch Spalten ermöglichen. Gleichzeitig kann in solchen Geröllhalden die Wasserversorgung für solche Tiefwurzler günstiger sein, als auf grundwasserfernen Standorten mit Bodenauflage. Das Fehlen der Gras- und Krautschicht läßt ein Bodenfeuer nicht zu, so daß sich Bäume und etwa auch Epiphyten hier auf kleinem Raum inmitten einer vom Feuer geprägten Umwelt über extrem lange Zeiträume halten können; ähnliche Beobachtungen liegen auch aus den Feuerökosystemen montan-borealer Wälder vor.

Mit dem zeitlichen Ausweichen verfolgen die ein- und mehrjährigen Pflanzen verschiedene Strategien mit gleicher Wirkungsrichtung. Die Erneuerungsorgane der mehrjährigen Geophyten sind im Mineralboden, die der annuellen Pflanzen in den Samen vor den multiplen Belastungen während der Trockenzeit geschützt, bei dem das Feuer neben Wasserdefizit, Wärme- und Kälteextremen nur einer der Umweltstressoren ist. Frost (1985) beurteilt die Überlebenschancen der annuellen Pflanzen gegenüber den mehrjährigen in der Feuerumwelt der Savanne als günstiger, da die Samen der Feuereinwirkung in der Regel weniger stark ausgesetzt sind. Die hypogäischen Überdauerungsorgane der mehrjährigen Pflanzen sind nach seiner Ansicht bei extrem heißen Feuern eher gefährdet.

3.3.2 Wechselwirkungen zwischen Feuer und Wildtieren

Der Einfluss von herbivoren Wild- und Haustieren auf die Savannenökosysteme läßt sich von der feuerbezogenen Entwicklungsdynamik und den Eigenschaften der Feuerregime dieser Vegetationstypen nicht abkoppeln. Die Eingriffe in die Vegetation durch Beweidung, Verbiss und Trampeleffekte herbivorer Arten und durch Feuer wirken selektiv, beeinflussen die räumliche Ordnung der Vegetation und stehen in wechselseitiger Beeinflussung zueinander.

Grundsätzlich ähneln sich die Eingriffe durch den Äser und durch Feuer in der Entnahme oder Beschädigung oberirdischer Biomasse. Sie sind aber nur teilweise zeitgleich, da sich der Beweidungseingriff in der feuchten Jahreszeit fortsetzt und der Feuereingriff saisonal auf die Trockenzeit beschränkt ist. Im Gegensatz zum Feuer sind Äsung und Verbiss selektiver. Der Eingriff grasfressender Arten (z.B. Zebra, *Equus* spp.) wird durch laubfressende Arten ergänzt (z.B. Giraffe, *Giraffa camelopardalis*), die aufgrund ihrer Ernährungsspezialisierung bestimmte Pflanzenarten bevorzugen und auch in die Baumkronen eingreifen können (s.a. Gossow 1976). Trampeleffekte, das Umreißen von

Baumkronen und Umdrücken von ganzen, vor allem auch überalterten Savannenbäumen durch Megaherbivoren (Wildtiere mit einem Körpergewicht >1000 kg), beispielweise durch die afrikanischen Elefanten (*Loxodonta africana*), führen dem Feuer verholzte pflanzliche Biomasse zu. Verbiss und Feuer drängen die Verjüngung der Baumschicht der Feuchtsavannen immer wieder zurück, so dass diese in äsungsgerechter Höhe und im Einflussbereich der Bodenfeuer bleibt.

Insgesamt kann diese Vielfalt von Formen des "Zurücksetzens" der Vegetation ein abwechslungsreiches Mosaik der Savannenlandschaft bewirken, das durch einen hohen Grad an Randstufen (***edges***) gekennzeichnet ist und damit die Tragfähigkeit (***carrying capacity***) artenreicher Wildtierbestände auf ein hohes Niveau heben kann (Gossow 1976, 1978). Überweidung kann zusammen mit den Auswirkungen jährlicher Feuer wiederum zur pflanzlichen Artenverarmung und damit zur Reduzierung tierischer Artenvielfalt führen. Zur Vertiefung der ökologischen Vernetzung von Feuer, Wildtiereinfluss und Vegetationsentwicklung sei hier auf afrikanische Studien verwiesen (vor allem Hill 1972; Vesey-Fitzgerald 1972; West 1972).

Paläoökologische Erklärungen der Entstehung und der Ausbreitungs- oder Wanderungsbewegungen der Savannenflora und -fauna berücksichtigen in jüngerer Zeit auch zunehmend die Wechselwirkungen zwischen Wild, früher (hominider) Jagdeinflüsse und Feuerregimen. Schüle (1990, 1991) beschreibt die Auswirkungen derartiger Interaktionen auf die prähistorischen Landschaften. Danach wurde durch die plio-pleistozänen Megaherbivoren nicht nur die Zusammensetzung der Vegetation bzw. die Waldtypen erheblich beeinflußt, sondern auch die gesamte pflanzliche Biomasse und die Feuerregime. Die große Dichte der artenreichen Megaherbivoren hielt die Waldsukzession auf einem seralen Stand, so daß das Ergebnis hoher Wildtierdichte ein offener, savannenähnlicher Wald war.

Mit der dramatischen Verringerung biotischer Diversität gegen Ende des Pleistozän (ca. 11.000 Jahre vor Heute) wurden auch über 60 % der Großsäuger in den Amerikas, dem heutigen Europa und in Nordasien ausgelöscht, wenige Jahrtausende zuvor ca.40 % der Megaherbivoren Australiens (Owen-Smith 1989; weitere Darstellungen vor allem in Martin und Klein 1984). Erklärt wird das Artensterben durch zwei Theorien (***keystone herbivore scenario***), von denen die eine die Interpretation des Massensterbens in der Klimaveränderung sucht. Mit dem Hinweis darauf, daß bei ähnlichen glazial-interglazialen pleistozänen Klimaschwankungen keine derartige Massenauslöschungen von Arten aufgetreten sind, vertritt die andere Schule die Meinung, daß das spürbare Ansteigen der Bejagung der (leicht jagdbaren) Megaherbivoren durch Hominide bzw. den Menschen auch für den raschen Zusammenbruch der Großsäugerpopulationen und -arten verantwortlich ist (Owen-Smith 1987). Fügt man die Hinweise von Owen-Smith (1987, 1989) und Schüle (1990, 1991) zusammen, dann scheint es tatsächlich plausibel, dass mit dem ***overkill*** der Megaherbivoren durch die Jagd auch die Ausbreitung des geschlossenen Waldes in den Tropen auf Kosten der savannenartigen Vegetation (mit) ermöglicht wurde. Der permanente Umsatz pflanzlicher Biomasse durch Herbivore wurde damit durch Erhöhung pflanzlicher Biomassedichte (Akkumulation) abgelöst, die sich in den Tropen als Regenwälder mit völlig geänderten Feuerregimen entwickelten.

Die Rolle in der Offenhaltung savannenartiger Vegetation auf potentiellen Waldstandorten übernahmen offensichtlich zeitgleich die vermehrt auftretenden Feuer, die u.a. zu Jagdzwecken gelegt wurden. Der Beweis dazu läßt sich zum Beispiel durch einen Umkehrschluß aus einer bereits am Anfang von Abschnitt 3 erwähnten Beobachtung ziehen. Eine in Australien durch indigene Feuerbeeinflussung entstandene Feuerklimax bildete sich dort nach Verdrängung der Urbevölkerung (Aboriginals) und Einführung weitestgehenden Feuerschutzes wieder in feuerempfindlichen Regenwald zurück (Ellis 1985).

Owen-Smith (1989) überträgt seine Pleistozän-Hypothese auf die heutige und zukünftige Entwicklung einiger afrikanischer Savannenhabitate, in denen heute Großsäuger einem ähnlichen anthropogenen Jagddruck ausgesetzt und von weitestgehender Ausrottung gefährdet sind, wie vor etwa 11.000 Jahren. So folgert er, dass beispielsweise die Wiedereinführung von Elefanten in die Savannen des südafrikanischen **Hluhluwe** Wildreservates dazu dienen kann, die Entwicklung der Wiederbewaldung umzudrehen. Damit soll die bisherige offene und vielfältige Savannenstruktur mit zahlreichen Wildhabitaten erhalten bleiben. Gleichzeitig wird nicht verkannt, dass ein Übermaß des Einflusses der Großsäuger und vermehrte Feuer auch zur Artenverarmung der Vegetation führen können.

Ein weiteres Phänomen sind die feuerbedingten Räuber-Beute-Beziehungen. Das Abbrennen der Gras- und Strauchschicht führt zu einer dramatischen Reduzierung von Rückzugs- und Deckungshabitaten. Darüber hinaus können sich Wildtiere in der frisch überbrannten Savannenvegetation freier und schneller bewegen; dies hat einschneidende Folgen für die Fähigkeit von Tierarten, einem an Schnelligkeit überlegenen Jäger auszuweichen.

Das Fluchtverhalten von Kleinsäugern und Insekten (Verlassen der Deckung vor dem herannahenden Feuer) nutzen vor allem Beutegreifer. Abbildung 16 zeigt das typische Verhalten eines Milans (*Milvus migrans*) am Saum eines Feuers in einer westafrikanischen Feuchtsavanne.

3.3.3 Einfluss moderner Haustierhaltung auf die Feuersavannen

Die neuzeitliche Viehwirtschaft in den Savannenregionen bringt erhebliche Veränderungen im Beweidungsdruck mit sich. Die Mechanismen der Beweidung und des Verbisses durch domestizierte Tiere sind grundsätzlich wohl die gleichen wie bei den Wildtierarten. Die Intensität und die Gleichförmigkeit der Nutzung der Savannenvegetation durch Haustierherden sind aber ungleich größer. Die Weidewirtschaft läßt sich auch nicht von weiteren anthropogenen Randbedingungen abtrennen, die eine intensivierte Landnutzung unter steigendem Bevölkerungsdruck mit sich bringt. Erhöhter Feuerdruck, Brennholznutzung, Erschließung der Landschaft, erhöhte Mobilität der Bevölkerung etc. führen dabei in zunehmendem Maße zu Degradationserscheinungen der Savannenstandorte, ein Phänomen, das in jüngerer Zeit besonders in der Sahelzone sichtbar geworden ist (Le Houérou 1989).

Es ist bei der Bewertung der heutigen Rolle des Feuers in den intensiv genutzten Savannen unumgänglich, die Faktoren Feuer, Weide und Brennholzgewinnung in einem synergistischen Beziehungsgeflecht zu sehen (Imort 1989). Die das Feuer, die Weide und den Komplex Brennholzverbrauch bestimmenden Faktoren und die durch den anthropogenen Impakt auf die Savannen bestimmten Auswirkungen auf die Umwelt sind in Abbildung 17 zusammengefasst. Die durch die genannten Faktoren bedingte Entwicklungsrichtung der Savannenvegetation vom geschlossenen Wald über die Baum- und Buschsavanne bis zum Grasland bzw. zur Busch-Steppe wird in Abbildung 18, einer modifizierten Darstellung von Verma (1972), verdeutlicht. Sie enthält auch die Management-Implikationen, die zu einer Rehabilitation von tragfähigeren Vegetationstypen führt.

3.3.4 Weitergehender ökologischer Impakt der Savannenbrände

Die Selektion der Savannenvegetation durch Feuer, deren Mechanismen grundsätzlich ähnlich wie in anderen Vegetationstypen sind, wurde oben angesprochen. Der regelmäßige Feuereingriff wirkt sich darüber hinaus spürbar auf den Boden und dabei vor allem auf die Vorräte von organischer Substanz bzw. die Flüsse von Nährstoffen aus. Während Fragen des Austrages von Nährelementen über gasförmige Verbindungen durch Verbrennung, insbesondere ihr Umfang, Verbleib und Auswirkungen, erst in jüngerer Zeit zunehmendes Interesse gefunden haben (Abschn.5), liegen über die Wirkung des Feuers auf den Boden- und Nährstoffkomplex durch Brandrodung und Savannenfeuer bereits eine Anzahl von älteren Untersuchungen vor (Nye und Greenland 1960, 1964; Hopkins 1983; Jordan 1985; Lal 1987; Peters und Neuenschwander 1988; Menaut *et al.* 1992).

Zunächst sei an dieser Stelle eine Gegenüberstellung der Eigenschaften von Mikroklima, Vegetation und Boden in feuerfreien (z.B. Regenwald) und in regelmäßig von Feuer betroffenen tropischen Vegetationstypen (Savannen) vorangestellt (Lal 1987; Tab.9). Der Einfluß von Feuer auf die physikalischen Eigenschaften des Bodens sind für die Prozesse des Oberflächenabflusses und der Erosion von entscheidender Bedeutung. Wiederholte Feuer können zur Bildung einer hydrophoben Schicht im Oberboden führen (De Bano *et al*. 1970; Scholl 1975). Die wasserabweisende Wirkung entsteht durch die beim Brennen gebildeten und abwärts diffundierenden flüchtigen organischen Substanzen, die aufgrund des raschen Temperaturabfalls unmittelbar im Oberboden kondensieren und ihre wasserabweisenden Eigenschaften besonders in grob texturierten Böden (mit geringen Oberflächen)

entwickeln.

Die Bodentextur selbst wird durch die Einwirkung besonders heißer Feuer beeinträchtigt, die beispielweise beim Brennen von Vegetation auf Haufen entstehen. Sertsu und Sanchez (1978) beobachteten die Fusion toniger Partikel zu Sandtexturen unter derartig hohem Temperatureinfluss; in einer Übersicht berichtet Lal (1987) von weiteren ähnlichen Beobachtungen als Folge heißer Feuer. Die Entfernung der Bodenbedeckung durch Feuer und der verminderten Durchwurzelung bewirken weiterhin Bodenverdichtung und Verhärtung der Bodenoberfläche. Reduziertes Porenvolumen im Vergleich zu feuerfreien Standorten wird in verschiedenen Untersuchungen erwähnt (z.B. Budowski 1956; Lal und Cummings 1979).

Weiterhin stimmen verschiedene Untersuchungen darin überein, daß sich die Wasserrückhaltefähigkeit regelmäßig feuerbeeinflusster Savannenböden erniedrigt. Die Bodenfeuchte wird auch durch die Reduzierung von Streuauflage und Vegetation beeinflusst. Athias *et al*. (1975) beobachteten in einer degradierten Baumsavanne Westafrikas, dass erhöhte Bodentemperaturen nach dem Brennen zur schnelleren Austrocknung des Bodens führen; in anderen Untersuchungen wird von der Erhöhung der aktuellen Bodenfeuchte aufgrund der Entfernung transpirationsfähiger Vegetation berichtet (San José und Medina 1975).

Die Entfernung der humosen Auflage, der Gras- und Streuschicht und die beschriebenen Phänomene der Verhärtung der Bodenoberfläche nach Exposition durch Feuer führen insgesamt zu erhöhtem Oberflächenabfluss und schwerwiegenden Erosionsprozessen, die durch Viehbeweidung (Trampeleffekte) erheblich verstärkt werden (Imort 1989). Zahlreiche Beobachtungen verstärkter Erosion nach Brandeinfluss werden durch eigene und initiierte Beobachtungen in den nichtimmergrünen (Savannen-)Wäldern Indiens und den tropischen Feuerklimax-Kiefernwaldgesellschaften Südostasiens bestätigt (Goldammer und Peñafiel 1990; Stott *et al*. 1990).

Das reichliche Vorhandensein von basenreicher Asche führt meist zu einem Anstieg des pH-Wertes, der für einige Wochen anhält.[1] Menaut et al. (1992), die vorhandene Untersuchungen in Tabelle 10 verglichen haben, kommen zum Schluss, dass diese Schwankungen des pH-Wertes für den Nährstoffhaushalt keinen großen Einfluss haben.

[1] In den Böden der gemäßigten und borealen Zone wurde ein Ansteigen des pH-Wertes nach Feuer ebenfalls beobachtet, der dort allerdings erheblich länger anhält als in den tropischen Savannen (u.a. Viro 1974; US Forest Service 1978).

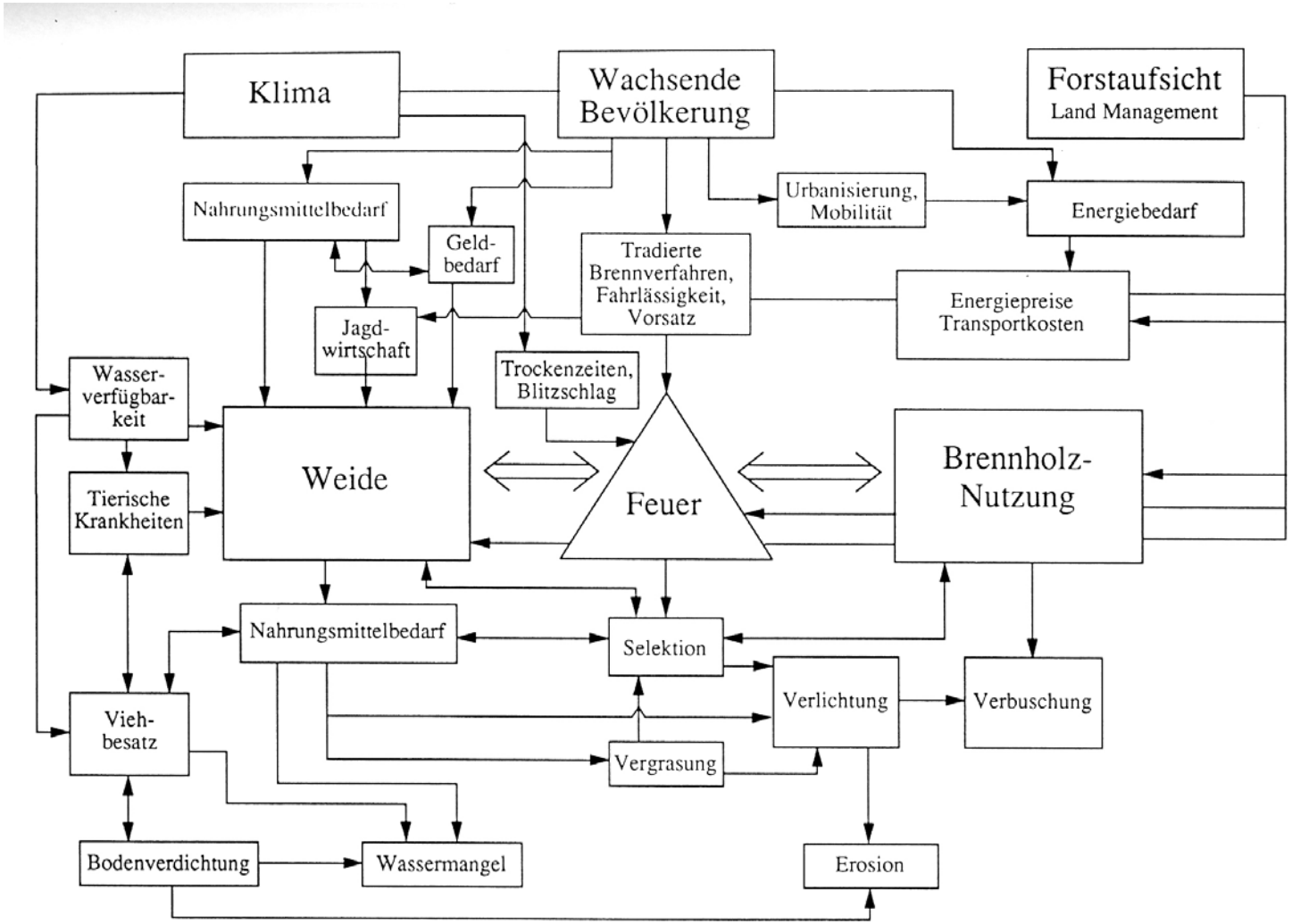


Abb.17. Darstellung des synergistischen Beziehungsgeflechtes der Faktoren, die Feuer- und Weideregime und die Brennholzgewinnung in den subsahelischen Savannen bestimmen, bzw. die dadurch bestimmten Degradationsfaktoren.

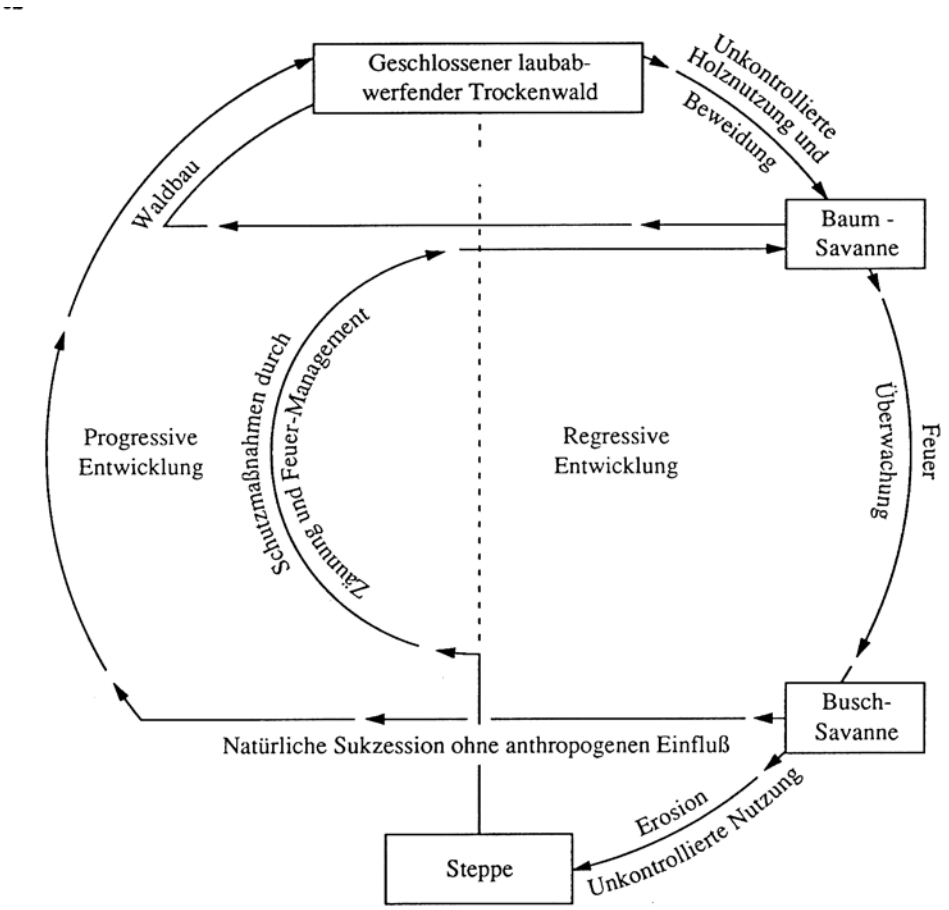


Abb.18. Schematische Entwicklung des Einflusses von Feuer, Beweidung und Schutzmaßnahmen in Trockenwäldern (nach Verma 1972).

Die rasche Pflanzenverfügbarkeit der in der Asche in mineralisierter Form vorliegenden Nährelemente ist Grundlage der traditionellen Weidewirtschaft und des Nutzpflanzenanbaues. Fragen des möglichen Verlustes von Pflanzennährstoffen aus den Feuersavannen und der damit verbundenen Reduzierung der Standortfruchtbarkeit sind aber durchaus umstritten. Die Ausgrenzung eines der vielen, an der Savannisierung über Jahrhunderte beteiligten Faktoren scheint problematisch (Lal 1987). Die Größenordnung des Nährstoffaustrages über gasförmige Verbindungen oder Asche (Austrag durch Wind und Oberflächenabfluss) hängt vom Nährstoffgehalt der Vegetation zum Zeitpunkt des regelmäßigen Brennens ab. Die Untersuchungen von Villecourt *et al*. (1979) stehen stellvertretend für andere Arbeiten, die zum Höhepunkt der Trockensaison eine Rückwanderung der Pflanzennährstoffe in die unterirdischen Überdauerungsorgane beschreiben; beim Abbrennen abgestorbener oberirdischer Pflanzenteile ist der gesamte Nährstoffverlust daher gering. Lal (1987) führt Untersuchungen an, die die geringen aktuellen Nährstoffverluste aufgrund bereits über Jahrhunderte durch Feuer angegriffener und damit sehr geringer Nährstoffreserven erklären (niedriges Nährstoffniveau).

Tab.9. Eigenschaften der Standorte (Mikroklima, Vegetation und Boden) feuerfreier und regelmäßig feuerbeeinflusster Ökosysteme (nach Lal [1987], stark verändert)

Parameter	Feuerfreier Wald	Feuerklimax-Savanne
Mikroklima		
Einstrahlung (auf den Boden)	niedrig	hoch
Luftfeuchtigkeit (bodennah)	hoch	niedrig
Lufttemperatur (Mittel und Schwankungsbreite)	niedrig	hoch
Bodentemperatur (Mittel und Schwankungsbreite)	niedrig	hoch
Potentielle Evaporation	niedrig	hoch
Klimatische Aridität	niedrig	hoch
Vegetation		
Biomassedichte	hoch	gering
Entzündlichkeit des potentiellen Brennmaterials	gering	hoch
Relative Nährelementkonzentration in lebender Vegetation	hoch	gering
Starke Wurzeln	hoch	niedrig
Boden		
Austrocknungstiefe	tief	flach
Oberflächenaustrocknung	geringer	höher
Bodenverdichtung	niedrig	niedrig
Makroporenanteil	hoch	niedrig
Permeabilität	hoch	niedrig
Oberflächenabfluß	hoch	niedrig
Nährstoffauswaschung	exzessiv	mäßig bis gering

Tab.10. Auswirkungen von Feuer auf den pH-Wert der oberen Bodenschicht (zusammengestellt von Menaut *et al.* [1992])

Autor	Bodentiefe in cm	Versuchs-dauer in Jahren	Ph-Werte		
			Früh gebrannt	Spät gebrannt	Nicht gebrannt
Egunjobi 1971	15	30	6.6	6.5	6.3
Oguntala 1980 *	15	50	7.1	7.1	7.0
Moore 1960 *	15	30	6.4	6.3	6.1
Brookman-Amissah *et al.* 1980	15	26	6.8	6.4	6.4
Harrington & Ross 1974	?	5	6.9	6.9	6.6
Trapnell *et al.* 1976	15	23	6.2	6.0	5.7
White & Grossman 1972	10	28	4.5	4.5	4.6
Cook 1939	20	8	6.4		5.7
San José & Medina 1975	100	1	5.3		5.3
Singh *et al.* 1991	10	1	7.9		7.7

* Von Menaut *et al.* (1992) neu berechnete Werte

Tab.11. Kohlenstoffgehalt (%C) der oberen Bodenschicht (zusammengestellt von Menaut *et al.* [1992]).

Autor	Bodentiefe in cm	Versuchs-dauer in Jahren	%C		
			Früh gebrannt	Spät gebrannt	Nicht gebrannt
Egunjobi 1971	15	30	2.54	1.77	2.24
Oguntala 1980 *	15	50	1.64	1.37	1.59
Moore 1960 *	15	30	1.86	1.44	1.67
Brookman-Amissah *et al.* 1980	15	26	1.30	1.20	1.70
Harrington & Ross 1974	?	5	1.60	1.20	1.50
Trapnell *et al.* 1976	15	23	0.96	0.98	0.85
White & Grossman 1972	10	28	1.32	1.16	1.38
San José & Medina 1975	100	1	0.78		0.72
Singh *et al.* 1991	10	1	0.95		1.00

* Von Menaut *et al.* (1992) neu berechnete Werte

Die Auswirkungen des Feuers auf die C-Vorräte, wie sie von Menaut *et al.* (1992) zusammengestellt wurden (Tab.11), zeigen kein einheitliches Bild. Meistens zeigt sich aber, dass das Brennen zu Beginn der Trockenzeit (***early burning***) höhere C-Vorräte im Oberboden belässt, als das späte Brennen (***late burning***) und daß ungebrannte Vergleichsflächen einen höheren C-Vorrat aufweisen als gebrannte. Menaut *et al*. (1992) zeigten in ihrer vergleichenden Auswertung von Feldstudien, dass ungebrannte und früh gebrannte Flächen keine Unterschiede im Vorrat von organischem Stickstoff im Oberboden aufwiesen. Der Anteil des mineralischen N variiert bei unterschiedlicher Feuerbehandlung nicht (Menaut *et al*. 1992). Abbadie *et al.* (1992) zeigten auf, dass die bodenbiologischen Prozesse in Savannen eher in Richtung Mineralisierung, als in Richtung Humifizierung ausgerichtet sind.

Andere Nährelemente, die Kationen Ca, Mg, K und Na, stehen im Oberboden nach dem Brennen für einige Wochen in erhöhten Mengen zur Verfügung (Daubenmire 1986). Bei Phosphor hält die erhöhte Konzentration nach dem Brennen länger an, da es aufgrund der eingegangenen Verbindungen weniger leicht ausgewaschen wird (Menaut *et al*. (1992) haben hierzu eine Reihe weiterer Untersuchungen zusammengestellt).

3.3.5 Savannisierungsprozesse in südasiatischen Waldbiomen

Die Savannisierung südasiatischer Waldgesellschaften erfolgt in unterschiedlichen Prozessen, die abhängig vom Waldtyp, dem Klima und den sozio-kulturellen Rahmenbedingungen und in ihrem zeitlichen Ablauf verschieden sind.

Graduelle Degradation über Feuerklimax-Waldgesellschaften

In den saisonalen Nadelwaldgesellschaften und nichtimmergrünen Laubwäldern kann sich eine relativ stabile anthropogene Feuerklimax bilden (Feuer-Regime IV). Unter ungünstigen Standortbedingungen (z.B. Hangneigung, Eigenschaften der Niederschlagsereignisse etc.) und zunehmendem Nutzungs- und Feuerdruck tendieren die saisonalen Waldgesellschaften zur Degradation. Die Rolle des Feuers in diesem Prozess besteht in der Selektion (Artenverarmung), dem Eingriff in die Verjüngungsdynamik (Zurückbrennen der Verjüngung, veränderter Altersklassenaufbau) und über die o.a. Beeinflussung des Oberbodens bzw. der Bodenoberfläche(verstärkter Oberflächenabfluss, Erosion).

Das Ansteigen des relativen Nutzungs- und Feuerdrucks in den "alten" Kulturlandschaften der saisonalen Waldgebiete stand in den vergangenen Jahrzehnten in Einklang mit dem Bevölkerungswachstum. Die Prozesse der Degradation entwickelten sich daher entsprechend graduell und über längere Zeiträume. Die Feuer-Regime vieler nichtimmergrüner Waldgesellschaften konnten sich daher vom Typ IV in Richtung Typ VI weiterentwickeln.

Die floristischen Eigenschaften von Degradationsstadien, die dieser Entwicklung entsprechen, sind von Blasco (1983) und Singh *et al*. (1985) synoptisch zusammengefasst und in Abbildung 19 schematisch dargestellt. Im Ausgangsstadium, dem von Natur aus möglicherweise feuerfreien halbimmergrünen, subhumiden Laubwald, ist die Grasschicht nur fleckenhaft ausgebildet (z.B. *Arundinella setosa, Heteropogon triticeus*). Die in der Höhe variable Baumschicht (20-40 m) besteht im Wesentlichen aus Dipterocarpaceen und Leguminosen. Nach selektiver Holzentnahme und dem spürbaren Beginnen des Feuereinflusses entwickeln sich offenere und insgesamt etwas niedrigere Bestände (Oberhöhen 25-30m) aus mehr vollständig laubabwerfenden Arten bzw. auch Kiefern (in Festland-Südostasien *Pinus merkusii*). Diese erste Phase der Degradation ist durch hohen Beweidungsdruck gekennzeichnet.

Im weiteren Verlauf der Degradation durch Feuer und Weide sind neben Zwergbambus (*Arundinaria* spp.) feuerangepasste Gräser wie *Themeda triandra* und *Eulalia* spp. charakteristische Träger der jährlichen Feuer. Die in der Form unregelmäßiger werdenden Arten der Baumschicht erreichen nur noch Höhen bis zu ca.25m. Diese Stufe der offenen laubabwerfenden Wälder - die Kiefern scheiden hier bereits aus - kommt vorzugsweise auf relativ armen Lithosolen und roten und gelben Podsolen vor und

sind damit als ein Ergebnis beider limitierender Faktoren, des Standortes und des Feuers, zu betrachten. Dies betrifft auch die von Blasco (1983) beschriebene Fazies der darauf folgenden Degradationsstufe, die ebenfalls auf edaphisch ärmeren Standorten vorkommen.

Als Endstadium entsteht im kontinentalen Südostasien in der Regel nicht eine Grassavanne, sondern eine Buschsavanne. Hier spielen dann die feuerangepassten und sich sehr aggressiv ausbreitenden Arten wie *Imperata cylindrica* und *Pteridium aquilinum* eine wichtige Rolle (s.u.).

Der Weg von der durch Holzgewächse bestimmten Waldgesellschaften hin zur pyrophytischen und von Gräsern und anderen pyro- bzw. xerophytischen Bodenpflanzen charakterisierten und regelmäßig überbrannten Pflanzengesellschaft ist eine im Tropenraum derzeit vorherrschende Entwicklung (Mueller-Dombois und Goldammer 1990). Sofern Waldbäume das bestimmende Element der südasiatischen saisonalen Waldformationen darstellen, kann verallgemeinernd gesagt werden, dass es sich unter den heutigen Bedingungen stets um eine Subklimax handelt, in der der Einfluss regelmäßig auftretender Feuer ein charakteristisches Element darstellt.

Abrupte Degradation über Waldumwandlung

Die Savannisierung über Umwandlung geschlossener oder offener Waldgesellschaften im Rahmen der Brandrodung oder für andere Landnutzungszwecke erfolgt über einen anderen Weg. Die Umwandlung erfolgt dabei abrupt, d.h. innerhalb eines kurzen Zeitraumes von einem bis zu mehreren Jahren. Sowohl bei der bäuerlichen Brandrodung im Rahmen des Wanderfeldbaues, als auch bei großräumigeren Waldumwandlungen zu anderen Zwecken, wird die vor dem ersten Branddurchgang gefällte Baum- und Strauchschicht nicht vollständig verbrannt. Danach sind weitere Branddurchgänge erforderlich bzw. die verbleibende Biomasse (stärkere Stammdurchmesser) unterliegt dem biologischen Abbau. Im Wander-Feldbau ursprünglichen Ausmaßes, der nicht dem heute vorherrschenden räumlichen und zeitlichen Druck ausgesetzt war, konnten sich die aufgelassenen und in der Regel kleinen Brandrodungsflächen über Einwanderung von Primärwaldarten und über das Verjüngungs-potential der Samenbank innerhalb kurzer Zeit wieder in einen "naturnahen" Zustand entwickeln. Der heute auf die verbliebenen geschlossenen und bereits genutzten Waldformationen ausgeübte Druck läßt diese Phase der Erholung im Allgemeinen nicht mehr zu.

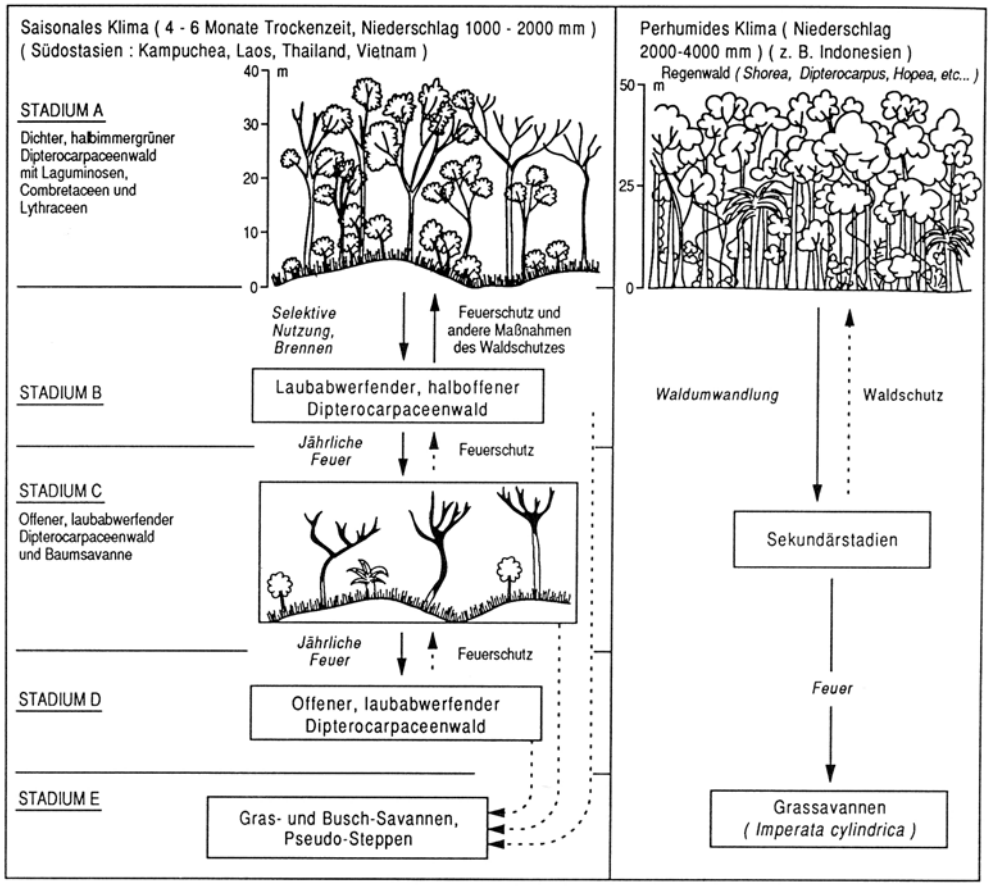


Abb.19. Stadien der feuerbedingten Walddegradation in halbimmergrünen Diperocarpaceenwäldern Südostasiens (nach Blasco 1983).

Heute ist die Brandwirtschaft in den äquatorialen Regenwaldgebieten durch die Vergrößerung der Dichte der Brandrodungsflächen, die Verkürzung der Bracheperiode, die Vergrößerung der zusammenhängend gerodeten Flächen und die Einführung von Weidewirtschaft gekennzeichnet. Die damit verbundene erhöhte Feueranwendung bringt innerhalb weniger Jahre spürbare Auswirkungen mit sich. Die zunehmenden Flächenfeuer, die sich aus den gezielt gebrannten Parzellen unkontrolliert in aufgelichtete Primärwälder und in die sekundären Formationen ausbreiten, favorisieren die Ausbreitung pyrophytischer Gräser, von denen *Imperata* spp. besonders aggressive Feuerfolger sind.

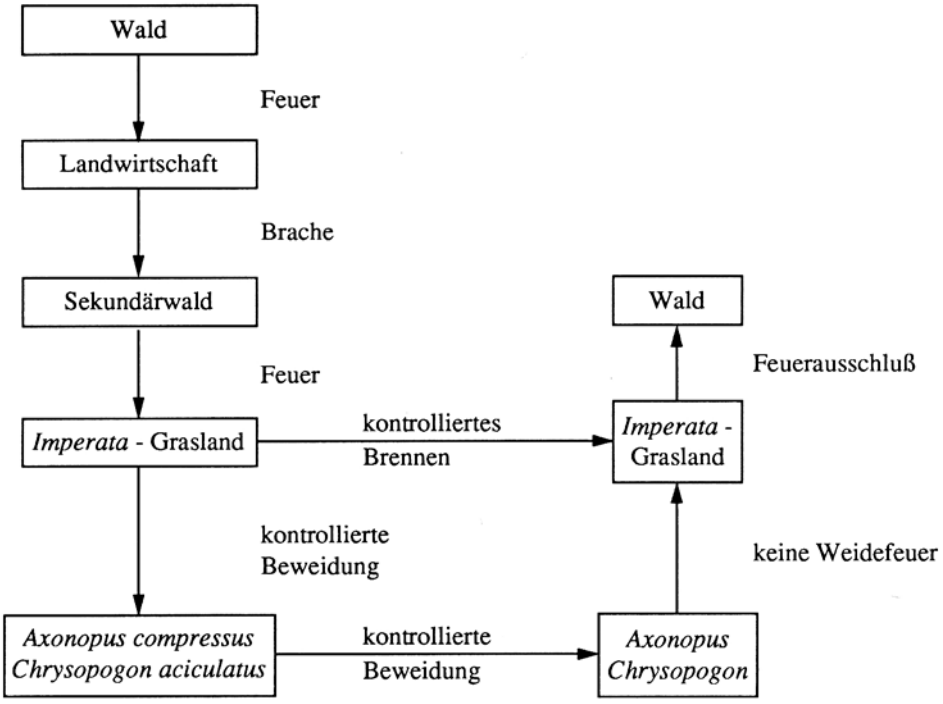


Abb.20. Entstehung und sukzessionale Phasen der *Imperata cylindrica*-Grassavannen in den Waldbiomen Südostasiens (nach Seavoy 1975 und Singh *et al*. 1985).

Abb.21. Charakteristische Ansicht eines *Imperata*-Graslandes, das hier das Schlußstadium nach Rodungs- und wiederholten Feuereingriffen in den Tiefland-Regenwald in Ostkalimantan bildet (hier südlich von Samarinda, September 1987). Typisch ist auch hier das Überleben feuerresistenter Palmen in der Grasland-Feuerklimax (Photo: Goldammer).

Im tropischen Asien entwickelt sich heute *Imperata cylindrica* (L.) Beauv. als besonders problematischer Feuerfolger, der durch tiefe Durchwurzelung und Schutz der Überdauerungsorgane im Mineralboden gekennzeichnet ist (u.a. Eussen 1981). In den ursprünglichen Formen der Landnutzung m. H. des Feuers durch die indigene Waldbevölkerung spielte die Förderung dieser Grasart wohl eine Rolle. Beispielsweise gehörte in den Dayak-Kulturen Borneos zu jedem Dorf mindestens ein *Imperata*-Feld. Seavoy (1975) erklärt dies mit dem hohen sozialen Status der Jagd, die auf den regelmäßig überbrannten Flächen erheblich erleichtert wurde. Die Feuerintervalle mußten kurz gehalten werden, damit frische Grastriebe gebildet werden, die attraktiv für Wildtierarten sind (ältere und verhärtete *Imperata*-Sprossen werden von Wild- und Haustieren nicht angenommen). Zusätzlich wendeten die Dayaks auch die Feuerjagd an (Treiben des Wildes m.H. des Feuers). Diese Jagdflächen waren permanente Einrichtungen, die vorherrschenden Gräser veränderten sich aber mit zunehmender Beweidung durch Haustiere.

Wenn sich auch die *Imperata*-Felder aufgrund des häufigen Brennens sukzessive vergrößerten, so achteten die Dayaks ursprünglich beim Brennen der Rodungsflächen für den Ackerbau darauf, daß die unkontrollierte Ausbreitung der Feuer außerhalb der geplant gebrannten Flächen vermieden wurde. Das wurde durch das Belassen unberührter Waldstreifen zwischen den Brandrodungsflächen erreicht. Das Ergebnis derartiger Praktiken des Brandschutzes führte zu einem Landschaftsbild, das starke Ähnlichkeiten mit den Windschutzgürteln aus Baum- und Strauchgewächsen der europäischen Kulturlandschaft (z.B. Knicklandschaft) aufwies (photographische Dokumentation bei Seavoy [1975]).

Das Zusammenwachsen der Brandrodungsflächen und die damit verbundene progressive Ausbreitung von *Imperata*-Grasländern ist das Ergebnis von Bevölkerungswachstum und auch Hungerjahren, in denen die Feuerjagd intensiviert werden musste, um die Dayak-Dörfer am Überleben zu halten. Da

"Hungerjahre" in Borneo gleichgesetzt werden können mit extremen Trockenereignissen (in Borneo bedingt durch das ENSO-Phänomen), impliziert die Verkettung von Feuerjagd, erhöhter Brennbereitschaft der Vegetation und unkontrollierter Feuerausbreitung die zuvor erwähnten periodischen Regenwaldbrände in diesem Raum.

Der hochintensiven Nutzung der räumlich beschränkten *Imperata*-Flächen durch die indigene Bevölkerung wurde in den vergangenen Jahren durch die in die Regenwaldflächen von außen eindringenden Kolonialisatoren erheblich verändert. Besonders augenfällig wurde dies bei der Erschließung Kalimantans, des indonesischen Teils der Insel Borneo, durch ein Transmigrationsprogramm. In diesem Programm der Umsiedelung der Landbevölkerung aus den übervölkerten Inseln des indonesischen Archipels wurden beispielsweise Bevölkerungsgruppen aus Java nach Borneo gebracht. Neben der Anlage von kontrollierten Siedlungsflächen folgte eine große Zahl unkontrollierter Siedler. Alle diese Siedler waren mit den ökologischen Eigenheiten des Klimas und der Böden Borneos nicht vertraut, die sich beispielsweise von den vulkanisch beeinflussten Standorten Javas erheblich unterschieden und zum großen Teil für eine nachhaltig landwirtschaftliche Nutzung nicht geeignet waren. Die immer großflächiger und zusammenhängender gerodeten Flächen wurden nach kurzer Zeit verlassen und von *I.cylindrica* besiedelt, den Flächen der jährlich gebrannten Feuersavannen zugeführt und waren für Ackerbau und Weidewirtschaft nicht mehr nutzbar.

Das Problem der Verwilderung von übernutzten und zu häufig gebrannten Waldflächen durch *I.cylindrica*, das auch die Forstwirtschaft der trockeneren Waldgesellschaften infrage stellte (besonders die Bewirtschaftung von *Tectona grandis*), wurde von der Kolonialverwaltung Niederländisch-Indiens frühzeitig erkannt. Eine Vielzahl von Untersuchungen über das *Imperata*-Problem (Timmer 1911; Deventer 1913; Coster 1932) führten zu dem Versuch der Behörden, über Feuerausschluß die Rückführung verwilderter Flächen zur forstlichen oder weidewirtschaftlichen Nutzung zu ermöglichen (Anonymus 1896, 1902, 1906a).

Der heutige Mangel an Steuerungs- und Kontrollmöglichkeiten der Waldumwandlung bzw. der Methoden der Landbewirtschaftung in Südostasien und insbesondere in den neu besiedelten Regenwaldflächen hat zu einer großflächigen Ausbreitung der *Imperata cylindrica*-Flächen geführt. Die sogenannten "**Cogonales**" in den Philippinen umfassten Mitte der 80er Jahre etwa $5\text{-}7 \times 10^6$ ha (Cruz 1986; Goldammer 1987b; Revilla *et al*. 1987). Die *Imperata*-Flächen Thailands, Papua Neu-Guineas, Malaysias und Indonesiens umfassen nach den Erhebungen der FAO (FAO/UNEP 1981c), von Hirsch (1987) und den von Myers (1989) zusammen-getragenen Mitteilungen mehr als 45×10^6 ha. Neuere Einschätzungen belaufen sich allerdings bereits auf sehr viel höhere Größenordnungen. Während Indonesien in o.a. Zusammenstellung noch mit 16×10^6 ha eingeht, wird neuerdings der Anteil der unproduktiven *Imperata*-Feuersavannen in Indonesien allein bereits auf 50×10^6 ha beziffert (Scharpenseel, mdl.Mitt.1990).

3.3.6 Implikationen auf das Management von Feuersavannen

Die Brennpraktiken der Savannenbevölkerung in Vergangenheit und Gegenwart und die derzeit zunehmende Savannisierung der tropischen Waldgesellschaften stellen ein unlösbar scheinendes Problem der Landnutzungsplanung und des Vegetationsschutzes dar. Wenn allerdings beispielsweise im westafrikanischen Mali ein Regierungsdekret das Brennen der Savannen unter Verbot stellt (Hiernaux und Diarra 1985), so sind derartige Überlegungen vor dem Hintergrund der erkannten Destruktivität der heutigen Brennpraktiken grundsätzlich zwar zu verstehen, gleichwohl aus der Sicht der Praxis aber von vornherein zum Scheitern verurteilt.

Bei der Definition der Zielsetzung der Savannenbewirtschaftung muss davon ausgegangen werden, dass das Feuer in den Prozessen der Savannisierung und Savannenerhaltung eine zentrale ökosystemare Funktion ausübt. Feuerausschluss aus den Savannen bringt demnach auch eine Veränderung dieses Ökosystems mit sich. Feuerausschluss ist allerdings nicht die einzige alternative Option in der Savannenbewirtschaftung. Die aktive Steuerung des Feuers in Raum und Zeit und gleichzeitig in Einklang mit der Steuerung der weiteren wichtigsten Degradationsfaktoren, wie der Weide und der

Brennholznutzung, kann den Prozess des Zurückbrennens von Vegetation erheblich verändern.

Im Vordergrund stehen dabei Fragen der Rehabilitation übernutzter und degradierter Standorte. Beispielsweise sind die *Imperata cylindrica*-Flächen durchaus wieder kultivierbar, wenn das Feuer ausgeschlossen und/oder kontrollierte Beweidung eingeführt wird (Timmer 1911; Cruz 1986; Tjitrosemito 1986). Singh *et al*. (1985) stellten die Untersuchungen von Seavoy (1975) über die pro- und retrogressive Entwicklung der *Imperata*-Felder Borneos in einem Schema zusammen, das in Abbildung 20 wiedergegeben ist. Darin zeigt sich, dass die Steuerung von Feuer und Beweidung durchaus zur Bildung nutzungsfähiger Vegetation führen kann.

Eine Entscheidung über den Feuerausschluss, das Brennenlassen oder das Anstreben eines erwünschten Feuerintervalls hängt von der Zielsetzung des Management-Systems und dessen biologisch-ökologischen Vorgaben ab. Die verschiedenen Möglichkeiten, die sich dabei eröffnen können, sind in einer Matrix (Tab.12) anhand eines Beispiels einer subsahelischen Savanne in Mali gegeben (Goldammer, unveröffentlicht).

Insgesamt lässt sich dieser Abschnitt der Feuerökologie der degradierten und savannisierten Vegetation nicht von der Feuerökologie des Regenwaldes oder der saisonalen Feuerklimaxwälder abtrennen. Auch wenn Sukzession in Savannenökosystemen sich auf verschiedenen zeitlichen Ebenen (Zeitskalen) vollzieht bzw. vollzogen hat und multidirektional sein kann, so bedeutet heute der Feuer- und Beweidungsausschluss aus anthropogen savannisierter Vegetation - also nicht der ausschließlich primär klimatisch und edaphisch bedingten Savannen - eine Weiterentwicklung in Richtung Wald.

3.3.7 Zusammenfassung

Die auf ca. 2600×10^6 ha vorkommenden tropischen Savannen stellen den weltweit größten Flächenanteil der regelmäßig gebrannten Vegetationsflächen. Ein großer Teil der tropischen Feuchtsavannen ist eine Feuerklimax, die sich bei Feuerausschluss zu einer Busch- oder Baumsavanne oder zu geschlossenen Waldgesellschaften entwickeln würde. Der ökotonale Übergang zwischen nichtimmergrünen Waldgesellschaften und den Savannen erschwert die Unterscheidung dieser beiden wichtigen tropischen Vegetationsformen.

Die Feuersavannen der Tropen werden heute im Wesentlichen durch anthropogene Feuer geformt und überlagern damit den natürlichen Impakt der in diesem Raum ebenfalls häufigen Blitzschlagfeuer. Die Feuerintervalle sind in den Savannen in der Regel kurz (1-3 Jahre) und hängen von der Nettoprimärpoduktivität ab (bei einer jährlichen Produktion oberirdischer Biomasse in den Trockensavannen des Sahel von etwa 1 t ha^{-1} ist die Kontinuität des Brennmaterials nicht ausreichend für ein jährliches Feuer; in den Feuchtsavannen ist die jährliche oberirdische Biomasseproduktion ab 4-5 t ha^{-1} ausreichend für die großräumige Ausbreitung jährlicher Feuer).

Die Notwendigkeit einer Anpassung der Pflanzenwelt an das Feuer ist imperativ. Sie besteht in weitestgehendem Schutz der Erneuerungsknospen, dem Vorhandensein epikormischer "schlafender" Knospen und der Ausbildung hitzeisolierender Borke bei Savannenbäumen und -sträuchern. Wie bei der feuerangepaßten Savannenfauna ist das zeitliche Ausweichen vor dem Feuer ebenfalls eine Form der Anpassung an jährliche Rückkehrintervalle des Feuers.

Die Wildtier- und Haustierhaltung ist stark abhängig vom Feuerregime der Savannen. Feuerausschluss und Verbuschung bzw. Progradation zur Waldgesellschaft verändern nicht nur die räumlichen Strukturen der Habitate (Betretbarkeit, Veränderung der Bewegungsfreiheit und der Räuber-Beute-Beziehungen), sondern beeinflussen auch die Nahrungsgrundlagen. Andererseits beeinflussen Wild- und Haustiere durch die Aufnahme und Selektion der Vegetation die Eigenschaften der Savannenfeuer. Die Feuerfrage, sowohl aus phylogenetischer als auch zukunftsbezogener Sicht, ist daher untrennbar mit der Wildbewirtschaftung und Weidewirtschaft in den Savannen verknüpft.

Das Areal der tropischen und subtropischen Feuersavannen hat Gewinn- und Verlustzonen. Zu den Zonen des Flächenzuwachses gehören die degradierten Waldflächen der wechselfeuchten und der perhumiden Zonobiome. Hier spielt sowohl in der Neotropis als auch in der Paläotropis die Gattung *Imperata* spp. eine wichtige Rolle, die degradierte Waldstandorte besiedelt und in einem Feuerkreislauf hält. Andererseits verlieren die Savannen ihr Areal durch die Desertifikation aufgrund von überhöhtem Feuer-, Beweidungs- und sonstigem Nutzungsdruck (Brennholznutzung); die Sahelzone ist hierfür ein bekanntes Beispiel.

Tab.12. Alternativen des Feuer-Managements in offenen Baumsavannen und deren Auswirkungen auf den Vegetationskomplex und das Resourcen-Management

Ressourcen-Management	**Feuerstrategien**		
	Unkontrollierte natürliche und anthropogene Feuer	**Feuerausschluss**	**Integriertes Feuer-Management**
Eigenschaften des Vegetations-Feuer-Komplexes			
Vegetation	-Selektion feuerresistenter Arten (pyrophytisch-xerophytisch: dickborkig, Wiederausschlag, feuerharte Samen) -Weitständige, offene Feuerklimax -Tendenz der Überalterung des Baum-/Strauchanteiles -Wenig/keine Anhäufung von Brennmaterial	-Ausbreitung feuerempfindlicher Arten -Konkurrenz ohne Feuereinfluss -Anhäufung von abgestorbener Substanz (Biomasse) -Gleichmäßigere Altersklassenverteilung (Baum-/Strauchschicht) -Höherer Dichtschluss, damit schwere Zugänglichkeit	-Gesteuerte Verteilung von Arten und Verjüngung durch kontrolliertes Brennen -Reduzierung der Schadenfeuer durch vorbeugendes Brennen
Feuerverhalten	-Feuer geringer bis mittlerer Intensität (Intervall 1-3 Jahre)	-Feuer hoher Intensität aufgrund Anhäufung von Biomasse (unbestimmtes Feuerintervall)	-Wählbar nach Zielsetzung des Resourcen-Managements (bestimmbares Feuerintervall, zwischen 1 und 10 Jahren)
Prioritäre Zielsetzungen des Ressourcen-Managements			
Nachhaltige Bewirtschaftung der Vegetation	-Nicht möglich aufgrund der Tendenz zur Degradation	-Betriebssicherheit durch erhöhtes Wildfeuerrisiko, langfristig nicht kalkulierbar	-Optimierung der Altersklassenverteilung und Artenstruktur -Keine zufällige Beeinträchtigung des Produktionspotentials durch Feuer
Tierische Produktion (Weidevieh, Wildtiere)	-Weidevieh = Angepasst an das Feuerregime. Verstärkung der Degradation bei Überschreitung der Tragfähigkeit -Wildtiere = Anpassung des Artenspektrums an die vorhandenen Requisiten	-Weidevieh = Verringerung der Weidegrundlage und Bewegungsmöglichkeit -Wildtiere = Verschiebung des Artenspektrums	-Weidevieh = Räumliche und zeitliche Steuerung der Beweidungsflächen notwendig; Erhaltung von Bäumen und deren Schutzfunktion -Wildtiere = Gezielte Schaffung von Habitaten/Requisiten möglich
Bodenschutz und Wasserwirtschaft	-Keine organischen Auflagen -Erhöhter Oberflächenabfluss -Nährstoffauswaschung -Erosion	-Anhäufung der Streu -Verringerter Oberflächenabfluss -Erhöhte Niederschlags-Interzeption -Geringere Erosion -Stagnation des Nährstoffkreislaufes	-Kritische erosionsgefährdete Lagen können geschützt werden -Erhöhung des Wasserertrages durch Verringerung der Interzeption möglich

3.4 Kiefernwälder der submontanen und montanen Stufe

3.4.1 Verbreitungsgebiet und Habitate südasiatischer Kiefern

Zu den außertropischen Gattungen von Baumarten mit der weitesten Verbreitung auf der nördlichen Hemisphäre zählen die Kiefern (*Pinus* spp.). Die phylogenetische Entwicklung der etwa 105 Arten erfolgte im Wesentlichen in zwei Zentren, im südöstlichen Eurasien und im südlichen Nordamerika und Zentralamerika; von dort breiteten sich die Kiefern in die Tropen aus (Critchfield und Little 1966; Mirov 1967). Das Ausbreitungsgebiet der Kiefern im tropischen Südasien wurde von Critchfield und Little (1966), Kowal (1966), Cooling (1968) und Stein (1978) beschrieben. Die Verbreitung der Kiefern in Südostasien ist auf einer Reihe von Vegetationskarten des Himalajas, von China, Kampuchea, Vietnam, Indonesien und Thailand dargestellt und von Schweinfurth (1988) zusammenfassend beschrieben.

Im tropischen Südostasien ist die biogeographische Verbreitung von *Pinus* spp. auf die Zone des submontanen Regenwaldes und die Standorte mit gering bis stark ausgeprägtem saisonalen Klima beschränkt. Im perhumiden Regenwaldbiom des südostasiatischen Tieflandes kommen *Pinus* spp. unter den gegenwärtigen Klimabedingungen von Natur aus nicht vor; jüngere Kieferaufforstungen sind allerdings auch in diesem Areal zu finden. Palynologische Untersuchungen geben allerdings Hinweis auf das Vorkommen von *Pinus* spp. während des Pliozän im nördlichen Borneo (Muller 1972). Luytjes (1924) vermutete bereits, daß *Pinus merkusii* sich während der prähistorischen Verbindung Sumatras mit dem Festland von dort auf die heutige Insel ausgedehnt hat. Daraus ist für diese erdgeschichtliche Periode ein Hinweis für andersartige und wahrscheinlich stark saisonal geprägte Klimabedingungen abzuleiten.

In einem kurzen Überblick über das Vorkommen von *Pinus* in den tropischen Waldgesellschaften Asiens stellt Whitmore (1984) fest, dass das Verbreitungsgebiet der Kiefern sich dort im Wege natürlicher und anthropogener Störungen vergrößert hat. Tatsächlich ist es bekannt, daß Kiefern sich wie Pionierarten (serale Arten) verhalten, die frisch exponierte Böden bzw. Standorte besiedeln, beispielsweise auf Hangrutschungen oder aufgelassenen Brandrodungsfeldern. Die meisten Kiefernarten sind darüber hinaus feuertolerant oder im Konkurrenzkampf zur übrigen Waldvegetation auf das Feuer angewiesen. Viele natürlichen oder halbnatürlichen Kiefernwaldgesellschaften sind daher auch als Feuerklimax zu bezeichnen.

Natürliche Feuer, hervorgerufen durch Blitzschlag oder Steinschlag, wurden in den Kiefernwäldern der Hochlagen wohl gelegentlich beobachtet (Anonymus 1885; Henniker-Gotley 1936), und dem Blitzschlag kommt wohl auch eine nicht zu unterschätzende Rolle in der Schaffung von Bestandeslücken und damit zur Verjüngungsdynamik der Kiefernwälder zu (Osmaston 1920). Heute sind die Kiefernwaldlandschaften des tropischen und subtropischen Asien aber überwiegend durch anthropogene Feuer beeinflusst, die durch zunehmenden Siedlungs- und Landnutzungsdruck bedingt sind (Brandrodung, Holznutzung, Waldweide) und zu einer erheblichen Erhöhung der Häufigkeit und betroffenen Waldflächen führen. An vielen Stellen lässt sich eine zunehmende Degradation ehemals feuerinduzierter Kiefernwälder feststellen, die sich durch die veränderten Feuerregime mit ihren Sekundärauswirkungen erklären lässt.

Nirgendwo anders ist die ambivalente Rolle des Feuers deutlicher sichtbar, als in den tropischen Kiefernwaldgesellschaften, die einerseits ihre Entstehung dem Feuer verdanken, andererseits durch das Feuer einer zunehmenden Degradation unterliegen. Diese duale Funktion des Feuers ist Gegenstand dieses Abschnittes, der sich im Wesentlichen auf die submontanen Kiefernwaldgesellschaften Südasiens beschränkt (Goldammer und Peñafiel 1990).

3.4.2 Anpassungen der Kiefern an das Feuer

Die wichtigsten Kiefernarten, die im tropischen und subtropischen Südasien und dem unmittelbaren Einzugsgebiet der Südabdachung des Himalajas bestandesbildend vorkommen, sind *Pinus kesiya* Royle

ex Gordon, *Pinus merkusii* Jungh.& de Vriese und *Pinus roxburghii* Sarg.. Die adaptiven Merkmale, die diese Arten als feuertolerant ausweisen, werden im Folgenden beschrieben.

Borke

Von allen Schutzmechanismen gegen unmittelbare Einwirkung des Feuers sind die Eigenschaften der Borke am wichtigsten. Dabei kommt es auf die temperaturisolierenden Eigenschaften der Borke an, die das meristematische Gewebe vor letalen Temperaturen schützen. Die konduktiven Eigenschaften werden vor allem durch die Struktur, Dichte, Feuchtegehalt und Stärke der Borke bestimmt (siehe u.a. Martin 1963; Brown und Davis 1973; Goldammer 1983). Die Stärke der Borke ist altersabhängig. Ältere Bäume der südasiatischen Kiefern haben allgemein eine Borkenstärke entwickelt, die gegenüber Bodenfeuern geringer bis mittlerer Intensität ausreichenden Schutz gewährt. Bei *P.kesiya* auf den Philippinen wurde bereits ab einem BHD von ca.6 cm (etwa im Alter von 11 Jahren) eine ausreichende Widerstandsfähigkeit gegen Bodenfeuer festgestellt (Kowal 1966). Glover (1913) kam nach Ausmessung einiger tausend Exemplare von *P.roxburghii* in feuergeschädigten Beständen im Punjab (Indien) zur Folgerung, dass diese Kiefernart bei Erreichung eines BHD von 15 cm nur noch wenig brandgefährdet ist; bei dieser Beobachtung liegt eine Beschreibung des Feuers nicht vor.

Ein Höhengradient von Borkenstärke und Feueranpassung bei *P.roxburghii* (und auch *Shorea robusta*) im zentralen Himalaya wurde von Singh und Singh (1984, 1987) beschrieben. Die Untersuchungen zeigten, dass die relative Häufigkeit dickborkiger Bäume in den Höhenlagen bis zu 1800 m ü.NN, wo Feuer sehr regelmäßig auftreten, am größten ist. Oberhalb 1800 m, wo der Einfluß des Brennens vernachlässigbar gering ist, geht der Anteil dickborkiger Individuen stark zurück. Oberhalb von 2500 m ist die Waldgesellschaft von feuerempfindlichen Laubholzarten gekennzeichnet, die mit *Pinus griffithii* vergesellschaftet sind (s.Abschn.3.6.1).

Abb.22. Die Fähigkeit von *Pinus kesiya*, Brandwunden auszuheilen und zu konservieren, ermöglicht die Rekonstruktion der Geschichte der Feuerbeeinflussung des Feuerklimax-Kiefernwaldes in der zentralen Kordillere von Luzón, Philippinen (aus Goldammer und Peñafiel 1990).

Die Fähigkeit der Kiefern, Brandwunden durch traumatisches Gewebe zu überwallen, ist auch bei den südasiatischen Arten zu finden. Bodenfeuer, die als Lauffeuer vom Wind getrieben werden oder hangaufwärts laufen, erreichen aufgrund der Strömungsverhältnisse und der längeren Verweilzeit (an Hanglagen auch aufgrund des hangseitig angesammelten Brennmaterials) auf der Leeseite der Stämme höhere Temperaturen, die zu einem partiellen Absterben des kambialen Gewebes führen können. Diese Brandwunden werden durch das Kallusgewebe der nicht abgestorbenen Zone nach und nach überwallt. Die dadurch eingeschlossene Brandnarbe kann zur Rekonstruktion und Datierung des Feuerereignisses (Feuergeschichte) herangezogen werden. Die Anwendung feuerhistorischer Untersuchungen hat sich mittlerweile zu einer Standardmethode in der nordamerikanischen Waldökosystem-forschung und Feuerökologie entwickelt (Stokes und Dieterich 1980). In Südasien wurde das Phänomen der Brandwundenüberwallung und -konservierung erstmals von Champion (1919) für *Pinus roxburghii* beschrieben. Goldammer (1985a) wies erstmals auf die Nutzungsmöglichkeiten der feuerhistorischen Analyse bei der Bewertung der Auswirkungen des Feuers in den Kiefernwäldern von *Pinus kesiya* auf Luzón, Philippinen, hin (Abb.22). Holzanatomische Untersuchungen von Ortloff (1992) zeigen, dass bei der Auswertung historischer Feuer anhand der Lokalisierung der Brandwunde innerhalb eines einzelnen Jahrringes sogar die Jahreszeit des Feuerereignisses im Nachherein bestimmt werden kann (Abb.23). Die Entwicklung einer rechnergestützten Auswertung von feuergeschädigten Stammscheiben ermöglicht nicht nur die Datierung der Feuerereignisse, sondern auch die Berechnung anderer Merkmale des Stammes, beispielsweise der feuerbedingten Deformation oder Grundfläche von Stamm bzw. Jahrringen (Zorn 1991).

Wurzeln

Wurzeln haben generell ein dünne Borken- und Bastschicht und sind damit besonders empfindlich gegen Feuer, wenn sie flach im Oberboden streichen. Die Kiefern haben allgemein eine ausgeprägte Senkwurzel, die sie unempfindlich gegen den Temperatureinfluss von Bodenfeuern machen, es sei denn, daß die Wurzeln durch Erosion freigelegt wurden. Das Sämlingsstadium (oder "Grasstadium") ist bei den Kiefern, die in einer regelmäßig vom Feuer betroffenen Umwelt aufwachsen, besonders kritisch. Sowohl *P.roxburghii* als auch *P.merkusii* haben dabei eine besonders stark ausgeprägte Borke im Basalbereich der Sämlinge und können darüber hinaus aus dem Wurzelanlauf wieder ausschlagen (s.u.). Abbildung 24a zeigt einen Sämling von *P.roxburghii*, der wiederholt überbrannt wurde und auch dem Viehtritt und dem Verbiss ausgesetzt war. Der obere Teil des Wurzelanlaufes, der an der Bodenoberfläche sichtbar wird, zeigt eine stärkere Borkenbildung, als der unterirdische Teil; die Wurzeln nehmen durch das häufige Zurückbrennen eine karottenförmige Form an, ein Phänomen, das bei dieser Kiefernart bereits von Jerram (1922) erwähnt wurde. Insgesamt können die Sämlinge dieser Kiefernart damit die jährlichen Bodenfeuer, wie sie in den Lagen des Kieferngürtels im Himalaja eher die Regel, als die Ausnahme sind, langfristig überleben und benötigen nur eine feuerfreie Periode von wenigen Jahren, um durch die kritische Zone des Bodenfeuereinflusses durchzuwachsen.

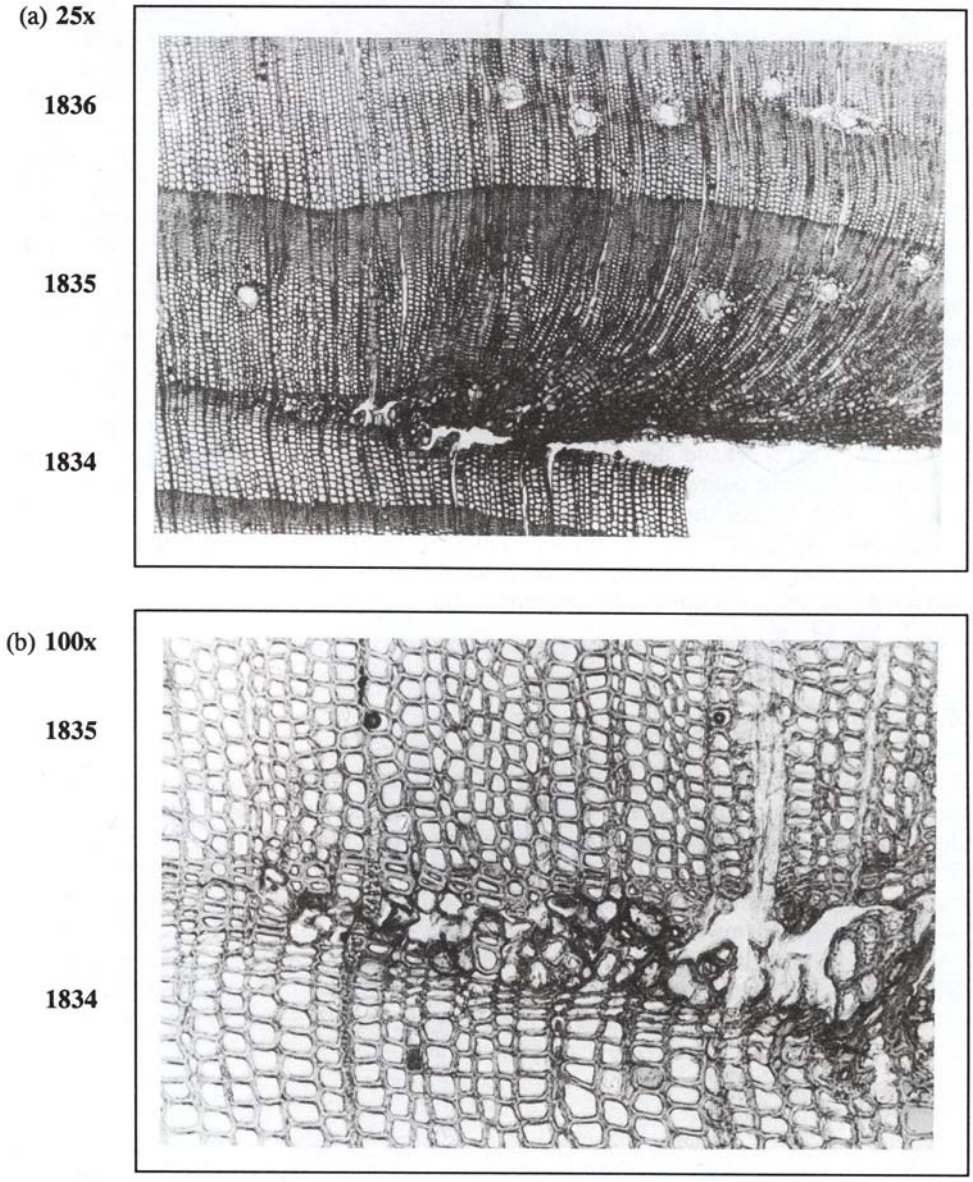


Abb.23a-b. Hochauflösende Feuerdatierung anhand von Jahrringanalysen einer *Pinus ponderosa* (Santa Rita Mountains; Arizona). Der obere mikroskopische Ausschnitt (a) zeigt ein Feuerereignis aus dem Zeitraum August bis Anfang September 1834: Die Überwallungszone ist durch einen hohen Anteil von Kalluszellen vor allem im Jahr nach dem Brandereignis (1835) deutlich erkennbar. Auffällig ist auch die hohe Anzahl von Harzkanälen nach dem Brand. In der unteren Aufnahme (b) ist die Jahrringgrenze zwischen 1834 und 1835 abgebildet. Das Feuer ereignete sich, nachdem schon die ersten Spätholzzellen von 1834 ausgebildet waren, aber noch vor Abschluss der Jahrringbildung. Der linke Bereich, in dem das Kambium durch das Feuer nicht geschädigt wurde, geht nach rechts über in den feuergeschädigten Bereich (aus Ortloff 1992).

Wiederausschlagvermögen

Das Wiederausschlagvermögen junger Kiefern nach starken Feuerschäden, insbesondere nach Verbrennung bzw. Versengung der gesamten Nadelmasse oder Beschädigung des Stammes, wird von einer Reihe nord- und mittelamerikanischer Arten beschrieben. Dazu zählen *P.echinata, P.taeda, P.rigida, P.leiophylla* und *P.oocarpa* (Stone und Stone 1954; Little und Somes 1960; Phares und Crosby 1962; Venator 1977). Bei den asiatischen Kiefern ist das Wiederausschlagvermögen oberirdisch beschädigter *P.merkusii* die Voraussetzung für ein jahrelanges Verharren im regelmäßig überbrannten Grasstadium (s.Stott *et al*. 1990). Die Fähigkeit der Wurzelsproßbildung von *P.roxburghii* nach Beweidung oder Feuer wurde bereits im vergangenen Jahrhundert beobachtet und erwähnt (Hearle 1887; s.a. Troup 1916; Greswell 1926). Eigene Untersuchungen zeigen die Lage der schlafenden Knospen in der verdickten Borke der Stammbasis von Sämlingen (Goldammer und Peñafiel 1990; Abb.24b). Damit ist *P.roxburghii* in zweifacher Hinsicht in idealer Weise an eine Feuer-Umwelt angepaßt.

Hinsichtlich der Systematik der Gattung *Pinus* spp.ist die Beschreibung der Regenerationsfähigkeit von *P.roxburghii* und von *P.canariensis* von Bedeutung. Beide Arten sind dadurch charakterisiert, dass sie selbst nach stärksten Feuerschäden wieder ausschlagen; *P.canariensis* hat sogar die Eigenschaft, über epikormische Zellen am Stamm auszuschlagen. Auch wenn dieses Merkmal nicht hilfsweise für eine taxonomische Verwandtschaft herbeigeführt wurde, spricht es für die Zusammenfassung beider Arten in der Subsektion *Canarienses* Loud. (Sektion *Ternatae* Loud.) (Critchfield und Little 1966). Die große Entfernung der Areale beider Arten und vor allem die isolierte Verbreitung von *P.canariensis* auf den Kanarischen Inseln gibt hier allerdings noch einige Rätsel auf.

Standort und Streu

Nadelfall und Akkumulation der Streu von *P.roxburghii* wurde von Mehra *et al*.(1985) und Chaturvedi (1983) untersucht. Für einige subtropische und tropische Kiefernaufforstungen liegen Beschreibungen von Goldammer (1983) und de Ronde *et al*.(1990) vor. Die Akkumulation von Nadelstreu unter *P.roxburghii* wird durch das hohe C:N-Verhältnis in Streu und Boden erklärt (Singh und Singh 1984; Singh *et al*.1984). Die Immobilität pflanzenverfügbaren Stickstoffes auf diesen Standorten und der feuerfördernde Charakter der angehäuften Streuschichten führen dazu, daß die Kiefern in der Lage sind, gestörte und von ihnen besetzte Standorte gegen die Rückeroberung stickstoffbedürftiger Laubholzarten zu verteidigen. Das in den Himalajas übliche Schneiteln (***lopping***) der Eichen in den Eichen-Kiefern-Mischwäldern trägt zu einer Reduzierung des Stickstoffrecycling bei und verschafft den Kiefern als wenig N-bedürftige Arten einen weiteren Wettbewerbsvorteil.

Das Abbrennen der Nadelstreu, der Gras- und Krautschicht und anderer unterständiger Vegetation im Fall eines Wildfeuers oder auch eines kontrollierten Feuers führt weiterhin zu einer Förderung und Vorsprung der Naturverjüngung der Kiefern gegenüber konkurrierender Vegetation. Die Beobachtung, daß die Kiefern als Mineralbodenkeimer und vor allem im Aschebett eine erhebliche Auswuchsbeschleunigung erfahren (s.a. Goldammer 1978), wurde bei *P.roxburghii* vielfach beobachtet und als Argument für das kontrollierte Brennen verwendet (Jerram 1922).

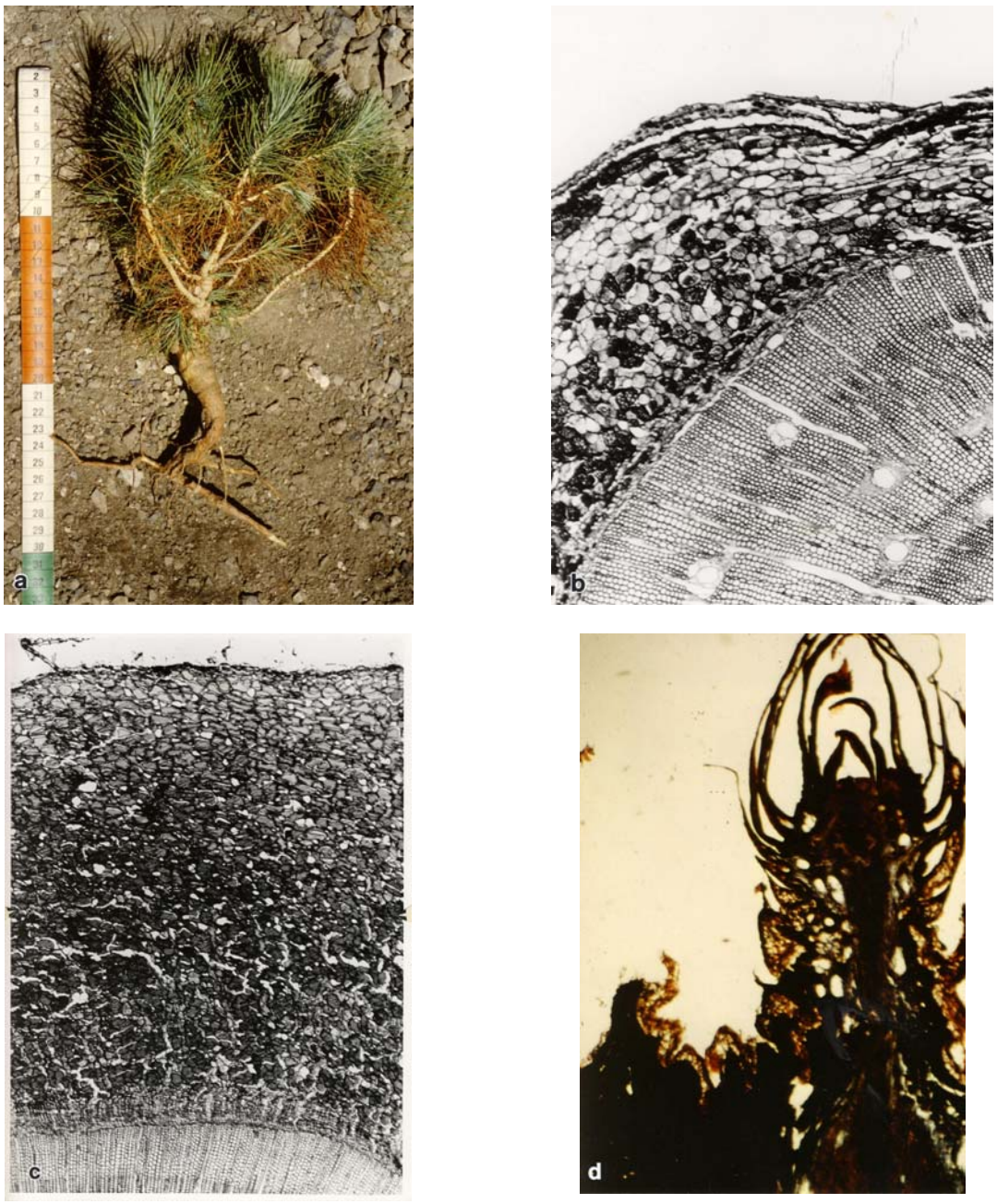


Abb.24a-d. Wiederholt zurückgebrannter und -verbissener Kiefernsämling (*P.roxburghii*), der eine karottenförmige Wurzel ausgebildet hat (a). Die Schnitte zeigen stimulierte Kortexbildung der Wurzel im Bereich der feuerbeeinflussten Bodenoberfläche (c). Der im gleichen Maßstab wiedergegebene Schnitt (b) zeigt eine schwächere Kortexbildung 5 cm unterhalb der Mineralbodenoberfläche. Schlafende Knospen, die das Wiederaustreiben nach Feuer- und Verbissschaden ermöglichen, zeigt ein Schnitt im Bereich des Wurzelanlaufes (d)(Schnitte: S. Fink; aus Goldammer und Peñafiel 1990; mit Genehmigung des Springer-Verlages).

Alle diese Eigenschaften erklären die Zunahme der Feuerfrequenz und der graduellen Ausbreitung der artenarmen Feuerklimax-Kiefernwaldgesellschaften auf Standorten, die ohne den anthropogenen Einfluss von reinen Laubholz- oder gemischten Laubholz-Kiefernwäldern eingenommen würden.

3.4.3 Feuerbedingte Entstehung von Kiefernwaldgesellschaften: Fallbeispiel Luzón, Philippinen

Der Ursachenkomplex für die Feuer in den Waldgesellschaften der Tropen und Randtropen sind in Abschnitt 2 ausführlich dargestellt. In den submontanen bis montanen Kiefernwäldern, die zum großen Teil auf steileren Hanglagen stocken, die eine landwirtschaftliche Nutzung erschweren und daher noch nicht so stark dem Umwandlungsdruck ausgesetzt sind, sind die Feuerursachen vielfältiger Natur. Heute sind es zum Einen die erwähnten Weidefeuer, die vorsätzlich in jedem Jahr mit der Absicht der Verbesserung der Waldweide gelegt werden. Zum Anderen entspringt ein Großteil der Feuer der spielerischen Natur der lokalen Bevölkerung, die während der Trockenzeit entlang der Wege und Straßen Feuer legen, die hangaufwärts und außerhalb jeglicher Kontrolle laufen.

Der Ursprung der Feueranwendung in den Höhenlagen der innertropischen Gebirge liegt in den frühen Formen der Brandrodung. In der zentralen Kordillere von Luzón (Philippinen) trafen die indigene Bergbevölkerung und die vom südasiatischen Festland eingewanderten Bevölkerungsgruppen sino-malayischer Herkunft auf einen artenreichen Laubwald. Unter ungestörten Verhältnissen sind in den Tieflagen Dipterocarpaceen-Feuchtwälder anzutreffen, die mit zunehmender Höhe in einen submontanen/montanen Dipterocarpaceenwald und weiterhin in eine Eichenmischwaldgesellschaft (***mossy forest***) übergehen.

Die in den Bergregionen praktizierte Brandrodung (***kaingin***), die eine Form des Wanderfeldbaues darstellte, brachte die ersten Störungseingriffe mit sich, die sich mit steigendem Bevölkerungsdruck von den ursprünglich kleinflächigen, lokal begrenzten Eingriffen zunehmend auf die gesamte Fläche der submontanen Höhenlagen auswirkte. Die ersten Eingriffe dürften etwa um die Zeit 13./14. Jahrhundert n.Chr. liegen, wie sie für den Raum Banaue nachgewiesen sind (Seitz 1990, mdl.Mitt.). Zwischen dem Ende des letzten Glazials, vor ca.10.000 Jahren, und der ersten Brandrodung lassen radiometrische Feuerdatierungen Rückschlüsse auf periodisch trockeneres Klima und das Auftreten von Blitzschlagfeuern zu. Die radiometrische Feuerdatierung von 6860±120 Jahren vor Heute (HAM 2817) aus dem Mount Pulog-Massiv kann als ein Beispiel solcher Feuereingriffe gewertet werden, die den Kiefern ihren Platz und ihr Überleben in einem Klima und einer Umwelt gesichert haben, die insgesamt nicht günstig für diese Gattung waren (Goldammer, unveröffentl.Daten).

Heute kommt *Pinus kesiya* in Höhenlagen zwischen 750 und 2450 m ü.NN natürlich vor. Auf Standorten mit günstiger Wasserversorgung ist *P.kesiya* einzeln in den Dipterocarpaceen-Mischwald eingestreut. Von Natur aus bestandesbildend sind die Kiefern auf Standorten schlechter Wasserversorgung, vor allem auf exponierten Kuppen. Die Zunahme von Störungseingriffen durch Brandrodung, Waldweide, Feuer und dadurch herbeigeführte Erosion und Rutschungen führte sukzessive zur Förderung der trocknis- und feuertoleranten Kiefern auf Kosten des Laubholzanteiles. Das zunehmend regelmäßige Durchbrennen der Wälder hat eine klare und einfache Gliederung der Bestände zur Folge: Unter einem Oberstand von reiner Kiefer bildet sich eine Grasschicht, die aus pyrophilen Arten zusammengesetzt ist, darunter *Themeda triandra, Imperata cylindrica, Eulalia trispicata, E.quadrinervis* und *Miscanthus sinensis*. Hinzu kommt der als Feuerfolger bekannte Adlerfarn (*Pteridium aquilinum*).

Die leicht brennbare Bodenvegetation und Kiefernstreu schaffen die Voraussetzungen für die großflächige Verbreitung von Bodenfeuern unter Schirm, so daß in dieser Zusammensetzung der Vegetation die Voraussetzungen einer Feuerklimax vorliegen. Bei Zunahme der Feuerfrequenz wird die Verjüngung der Kiefern immer wieder zurückgebrannt, so dass die Bestände offen und parkartig wirken. Das "Altersklassenverhältnis" gerät mit der Zunahme der Feuer in ein Ungleichgewicht. Die Auflösung der Baumschicht durch natürliche Mortalität und durch Entnahme führt dann zur Bildung der reinen Grasländer, auf denen die jährlichen Feuer ein Aufkommen jeglicher Waldvegetation verhindern.

Abb.25. Das häufige Vorkommen von Feuern in den Kiefernwäldern der zentralen Kordillere von Luzón (Philippinen) über viele Jahrhunderte hatte die Bildung offener, parkähnlicher Bestände zur Folge, die durch Bäume mit solitärem Habitus gekennzeichnet waren. Die Kiefer (*Pinus kesiya*) im Vordergrund vor einem jungen, feuergeschützten Stangenholz zeigt einen solchen Solitär (Benguet, Luzón, 1986. Photo: Goldammer; aus Goldammer und Peñafiel [1990]; mit Genehmigung des Springer-Verlages).

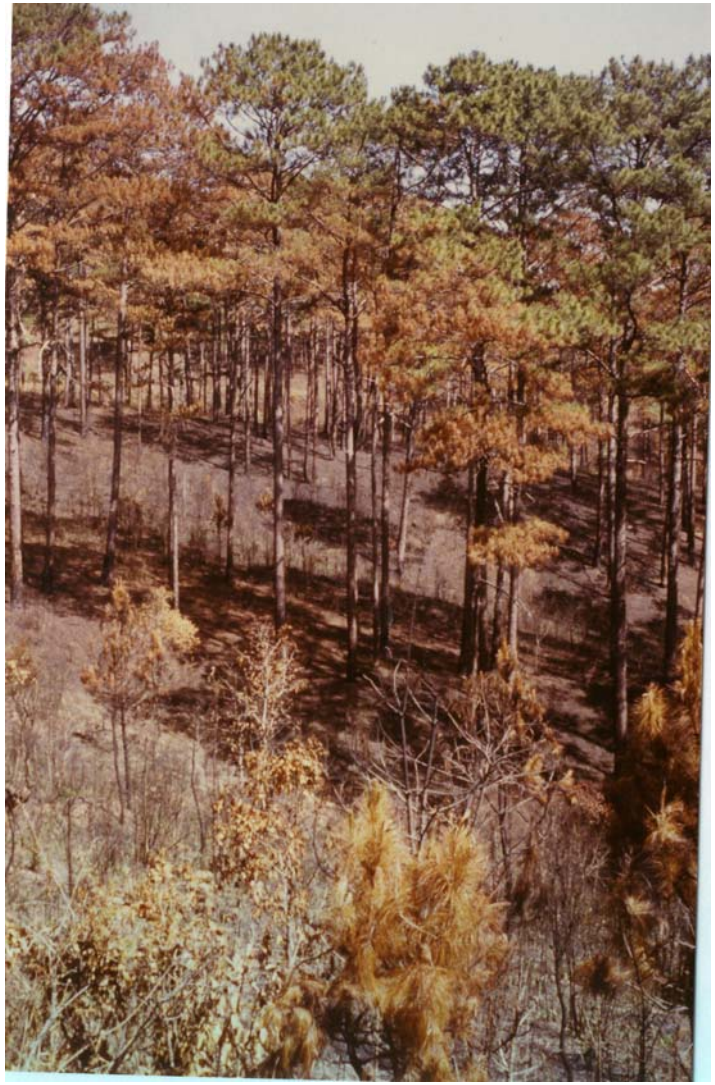


Abb.26a-b. Kiefernwald-Feuerklimax (*Pinus kesiya*) im Hochland von Da Lat (Vietnam; Juni 1992). Das linke Bild (a) zeigt einen frisch durchbrannten, einschichtigen Hochwald, in dem durch Bodenfeuer hoher Intensität der untere Kronenraum angesengt wurde. Das rechte Bild (b) zeigt einen offenen Kiefernwald mit unterständigem Aufwuchs von Dipterocarpaceen (hier: *Dipterocarpus alatus*), die feuerempfindlich sind und wiederholt durch Bodenfeuer zurückgesetzt werden und damit nicht im Oberstand konkurrieren können (Photos: Goldammer).

Beim Ausbleiben des Feuers (aufgrund von Migrationsbewegungen oder Maßnahmen des Waldschutzes) ist eine Rückentwicklung in Richtung Laubwald zu beobachten. Kowal (1966) schied aufgrund seiner Beobachtungen zwei grundlegende Prozesse der Waldentwicklung aus, die in modifizierter Form in Abbildung 27 dargestellt sind. Danach dringt der reine Kiefernwald mit jedem Feuer in die Grenzzone zum Laubwald-Habitat ein und drängt diesen nach und nach zurück. Bei Abnahme des Feuerdruckes erobert der Laubwald sich das Feuerklimax-Kiefern-Grasland zurück.

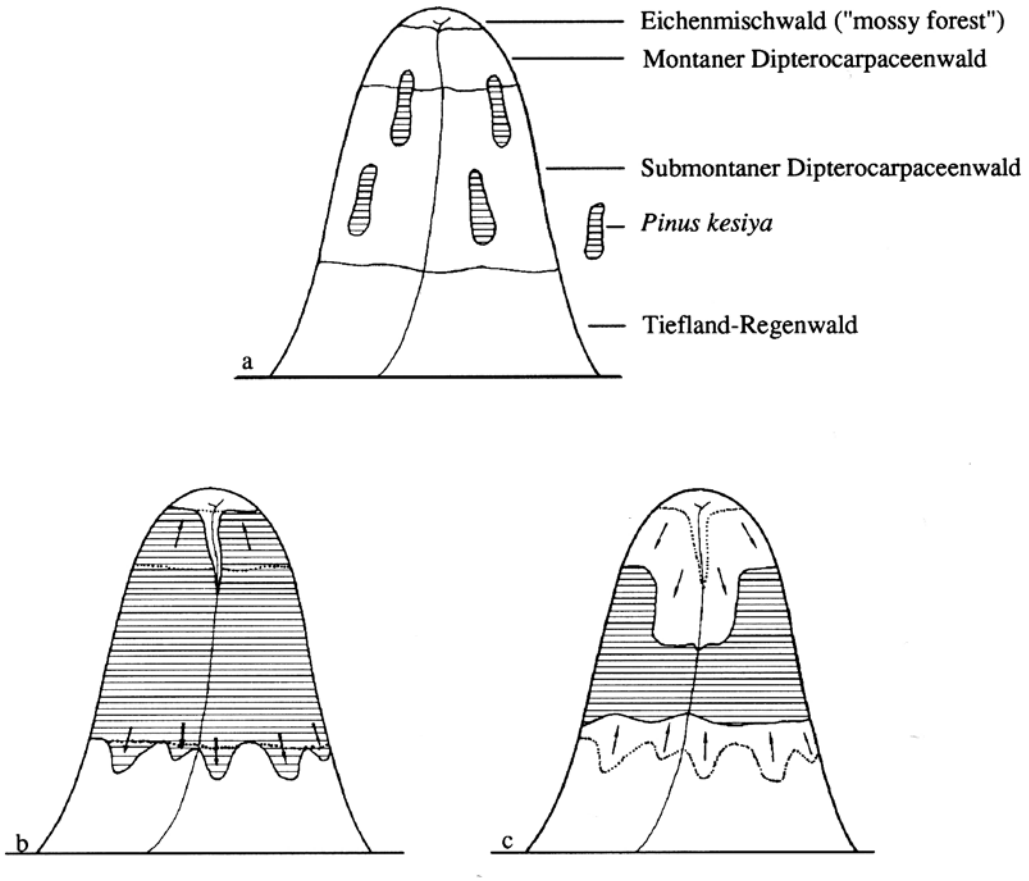


Abb.27. Schematische Darstellung der Waldentwicklung in submontanen und montanen Lagen der zentralen Kordillere von Luzón (Philippinen). Vor dem Beginn der sino-malayischen Besiedelung und Feuerbeeinflussung beschränkte sich das Vorkommen der Kiefern (*P.kesiya*) auf trockene, flachgründige und besonders wärmeexponierte Kleinstandorte innerhalb eines geschlossenen Dipterocarpaceen-und Eichenmischwaldes (a). Die derzeitige Ausbreitung der Feuerklimaxwälder, die von den feuertoleranten Kiefern dominiert werden (b), kann sich bei Feuerausschluss wieder zurückentwickeln (c) (aus Goldammer und Peñafiel 1990, nach den Vorstellungen von Kowal 1966).

Heute ist der Feuerklimax-Kiefernwald in der zentralen Kordillere von Luzón, den Carabello- und Zambales-Bergen zu finden (Armitage und Burley 1980). Insgesamt nimmt der Kiefernwald eine Fläche von 238.000 ha ein (geschlossener und offener Wald)(DENR 1988). Die jährlich vom Feuer betroffene Fläche ist nicht bekannt, da die Berichte der Forstverwaltung sehr unvollständig sind (Goldammer 1985a; Goldammer und Peñafiel 1990).

Die Feuerintensität ist je nach Rückkehrintervall unterschiedlich. Jährlich vom Feuer durchlaufene Bestände weisen als Brennmaterial die Grasschicht und die jährlich abgeworfene Nadelstreu und anderes anfallendes Totholz auf, insgesamt nicht mehr als ca. 3 bis 10 t ha^{-1}. Nach längerem Feuerausschluss führen die Menge und die Anordnung des angehäuften Brennmaterials zu höherer Feuerintensität und gelegentlich auch zu Kronenfeuern. Der jährliche Niederschlag von ca. 2500 mm in der zentralen Kordillere ist auf die Regenzeit zwischen Mai und Oktober konzentriert, so daß die Feuer in der zweiten Hälfte der Trockenzeit zwischen Februar und April auftreten.

In den Tieflandlagen der Vorbergzone hat sich durch den weitaus stärkeren Landnutzungs- und Feuerdrucks und aufgrund des Fehlens einer vitalen, feuerangepassten Baumart, wie *P.kesiya*, eine Grassavanne gebildet. Auch hier treten *Imperata cylindrica* und *Themeda triandra* auf. Zusätzlich sind diese Feuersavannen durch *Chrysopogon acciculatus* und *Cappilipodium parviflorum* charakterisiert. Assoziierte Baumarten sind *Piliostigma malabricum, Antidesma frutescens, Syzygium cumini* und *Albizzia procera*, die zusammen mit Buschwerk vereinzelt in die Grassavanne eingestreut sind. Dicke Borke, harte Samenschalen und Wiederausschlagvermögen charakterisieren diese Baumarten als xerophytische und pyrophytische Überbleibsel aus dem ehemaligen geschlossenen Tiefland-Dipterocarpaceenwald, die dadurch in der Lage sind, in der Umwelt der Feuersavannen zu überleben.

Der verbleibende Gürtel des Dipterocarpaceenwaldes zwischen den Feuersavannen und den Feuerklimax-Kiefernwäldern wird durch den Druck des Feuers von oben und von unten zusehends schmaler. Hinzu kommt der kürzer werdende Brachezyklus des Wanderfeldbaus innerhalb des Dipterocarpaceenwaldes, so dass sich hier das Ende dieses Waldes in naher Zukunft abzeichnet.

3.4.4Ökologische Problemstellungen in der Kiefernwald-Feuerklimax

3.4.4.1Instabilität durch Bodenabtrag

Die Stabilität einer Kiefernwald-Feuerklimax hängt von einer Reihe von Faktoren ab, wobei die Standorteigenschaften und insbesondere das Erosionspotential eine zentrale Rolle spielen. Auf nicht erosionsgefährdeten Standorten kann sich eine Kiefernwald-Feuerklimax bilden, die - sobald sie der Einflusszone des Feuers entwachsen ist - durch die regelmäßigen Bodenfeuer von Konkurrenz freigehalten und gegenüber Schadfeuern (Kronenfeuern) gesichert wird (Feuerregime Typ IV). Die oben bereits angedeutete Frage der Altersklassenverteilung weist allerdings schon darauf hin, daß das Feuer ohne räumliche und zeitliche "Steuerung" die Verjüngung und damit eine nachhaltige Sicherung der Feuerklimax gefährden kann.

Auf erosionsgefährdeten Standorten führt die regelmäßige Freilegung des Mineralbodens durch die Bodenfeuer zu einem erhöhten Oberflächenabfluss und zu schweren Erosionsprozessen. Die Auswirkungen des regelmäßigen Durchbrennens der vergrasten Kiefernwälder auf den Oberflächenabfluss zeigt eine Untersuchung aus dem Bergland von Luzón (Costales 1980). Danach ist der Oberflächenabfluss in durchgebrannten Beständen zu Beginn der Regenzeit (in der Regel kurz nach dem Brennen zum Höhepunkt der Trockenzeit) erheblich höher, als in ungebrannten Beständen; gegen Ende der Regenzeit ist der Unterschied zwar auch noch vorhanden, allerdings nicht hochsignifikant (Costales 1980). Eine jüngere Arbeit über den Bodenabtrag zeigt, daß der jährliche Sedimentertrag unterhalb jährlich gebrannten Graslandes mit 3,1 t ha^{-1} erheblich höher lag, als unterhalb von aufgeforstetem Grasland (0,8 t ha^{-1}) und Dipterocarpaceenwald (1,2 t ha^{-1})(Dumlao 1987).

Im ungebrannten Grasland ist allerdings zu beobachten, dass biologisch schwer abbaubares Gras wie *Imperata cylindrica* zu einer Verarmung der Grasschicht, insbesondere kurzhalmiger Gräser oder auch von Leguminosen führt (Peñafiel 1980). Die Biomasseproduktion wird durch regelmäßigen Feuereinfluss erhöht. In *Themeda triandra*-Grasland war die Nettoprimärproduktion auf ungebrannten Flächen innerhalb einer Beobachtungsperiode von 90 Tagen ca.135 g m^{-2} gegenüber ca.30 g m^{-2} auf ungebrannten Flächen (Peñafiel 1980). Auf die Problematik der *Imperata*-Grasländer wurde in Abschnitt 3.3.5 eingegangen.

Neben dem flächenhaften Abtrag des Oberbodens ist in allen submontanen Feuerklimax-Kiefernwäldern Südasiens, die ja vornehmlich auf Hanglagen stocken, eine Zunahme der Tiefenerosion (Rinnenerosion) bis hin zu Hangrutschungen zu beobachten. Die damit eingeleitete Instabilität von Standort und Waldbedeckung (Übergang zu Feuerregime Typ V) ist nicht durch das Feuer allein bedingt, sondern hängt wesentlich mit der Waldweide (Trampeleffekt) zusammen (Abb.28)(s.a. Goldammer 1988b; Goldammer und Peñafiel 1990). Hinzu kommt die zunehmende Brennholz- und Bauholznutzung, die zur Beschädigung und Auflichtung des feuertoleranten Oberstandes und, aufgrund des Ausbleibens der Verjüngung, zur Entwaldung der Hanglagen führt.

3.4.4.2Instabilität durch Sekundärschäden

Feuerinduzierte Sekundärschäden können sich zu einem weiteren Problem entwickeln. Potentiell zählen hierzu die Borkenkäfer (Coleoptera: Scolytidae), die in den Kiefernwaldbiomen der nördlichen Hemisphäre verbreitet sind. In den kleinflächigen Kiefernbeständen oder in den einzeln in Laubwaldgesellschaften eingemischten Kiefern spielen die heimischen Borkenkäfer eine untergeordnete Rolle, da es nicht zu Massenvermehrungen kommen kann. Die Vergrößerung zusammenhängender Kiefernwaldareale aufgrund der Störungseingriffe schaffen allerdings heute die Voraussetzungen für den Aufbau von Borkenkäferpopulationen.

Im Verbreitungsgebiet von *Pinus kesiya* in Asien und insbesondere auf den Philippinen stellten heimische Borkenkäfer, wie *Cyrtogenius* spp. oder *Stenocelis* spp. (Yamaguchi *et al*. 1979, Lapis 1982) bis in die jüngere Zeit kein Problem des Waldschutzes dar. Die Einführung von *Ips interstitialis* Eichhoff (möglicherweise auch synonym *Ips calligraphus* Germar), wahrscheinlich zwischen 1935 und 1945 aus Nord- oder Mittelamerika (Marchant und Borden 1976), führte zunächst zu keiner Änderung dieser Situation. Noch in den frühen 60er Jahren wurden im zentralen Bergland von Luzón nur vereinzelte, lokal sehr beschränkte Vorkommen des Käfers festgestellt (Caleda und Veración 1963). In den frühen 80er Jahren breitete sich der Käfer im gesamten Bergland von Luzón aus. Neben der Befallsdisposition durch Trockenstress, vor allem in den ENSO-Jahren 1982-83 (s. Abschnitt 3.1.2), wurden die häufigen Waldbrände für die Ausbreitung und die zunehmenden starken Schäden verantwortlich gemacht (Grijpma 1982; Lapis 1985).

Die Klärung der Frage, aufgrund welcher Mechanismen Feuer die Voraussetzungen für eine Destabilisierung durch Borkenkäferbefall schafft, stellte sich hier zwingend (s.a. Abschnitt 5.6; Goldammer 1983). Es ist bekannt, dass durch Waldbrand stark geschädigte Bäume von rindenbrütenden Insekten befallen werden. Hierzu liegen aus den Feuerklimax-Kiefernwäldern der Himalajas (*P.roxburghii*) auch verschiedene Berichte vor (z.B. Champiom 1919; Osmaston 1920). Hinsichtlich der Bestimmbarkeit des Verbrennungs- und/oder Versengungsgrades der Krone bzw. des Stammes, der zu einem erfolgreichen

Befall durch Borkenkäfer führt, und der Wirkungsmechanismen (Anlockung und Einbohren der Käfer) liegen nur wenige empirische Beobachtungen und Hypothesen vor (Miller und Patterson 1927; Wickman 1964; Furniss 1965; Evans 1966; Furniss und Carolin 1977; Martin und Mitchell 1980; Schowalter *et al*. 1981).

Da die Feuer in den Kiefernwäldern vorwiegend von geringer bis mittlerer Intensität sind und die Kiefern weitgehend an das Feuer angepasst sind, kommt das Feuer als allein befallsinduzierender Stressor des Baumes offensichtlich nicht infrage (Goldammer 1985a). Untersuchungen unter vergleichbaren Bedingungen von Kiefernaufforstungen in Südbrasilien zeigen, dass Bodenfeuer geringer Intensität, die nicht oder nur teilweise in den Kronenraum eingreifen, keine Auswirkung auf messbare physiologische Parameter (Wasserstress, Harzdruck) haben und daher für die Befallsdisposition nicht von primärer Bedeutung sein können (Goldammer 1983; Abschn.3.5.3.2).

Die Anlockung Buprestiden auf aktive Waldbrände wurde von Evans (1966, 1972) durch Infrarotsensoren erklärt, die Wärmestrahlung wahrnehmen können und eine Orientierung auf das Brandgebiet ermöglichen; derartige Sensoren sind bei Borkenkäfern nicht ausgebildet. Weiterhin können auch Interaktionen zwischen Insekten, Pflanzen und Verbrennungsprozessen über CO_2-Emissionen möglich sein, auf die an dieser Stelle nicht weiter eingegangen werden soll (zusammenfassend bei Nicolas und Sillans 1989).

Dennoch wurde bei verschiedenen kontrollierten Experimentalfeuern und nach Wildfeuern in Luzon eine Lockwirkung der Brandflächen (***area attractiveness***) auf *Ips interstitialis* festgestellt. Peñafiel und Goldammer (1990 und unveröffentlichte Daten) stellten mit Hilfe von Pheromonfallen (Monitorfallen) fest, daß sich die Flugdichte der Borkenkäfer unmittelbar nach dem Durchbrennen der Kiefernbestände bis zu einem Dreifachen erhöhte und nach 24 Stunden auf den Stand vor dem Brennen absank. Der Befallserfolg war im Allgemeinen vernachlässigbar gering, wenn kein Kronenfeuer aufgetreten war. Bäume mit Kronenbeschädigung, die keine kurzfristigen oder langfristigen Veränderungen des Harzdruckhaushaltes aufwiesen, zeigten ausreichende Widerstandskraft durch Abriegelung des Borkenkäferbefalls (s.a. Vité 1961; Goldammer 1983).

Als Erklärung für die Erhöhung der Populationsdichte in durchgebrannten Beständen wurde von Goldammer und Peñafiel (1990) die flächenhafte Lockwirkung der Bestände untersucht. Die Versuche ergaben eine starke flächenhafte Lockwirkung bei Ausbringung von Kiefernharz beziehungsweise von Dispensern mit (-)-α-Pinen, das das wichtigste Monoterpen in *P.kesiya* darstellt (Tab.13). Die Erklärung wird darin gesucht, daß durch den Aufheizungsprozeß beim Brennen (unvollständige Verbrennung bzw. Ansengen von Zweigen und Nadeln) Monoterpene freigesetzt werden, deren Duftbouquet unmittelbar nach dem Brennen die großräumige Anlockung auf das Brandgebiet ermöglicht.

Bei mechanischen Verletzungen von Einzelbäumen wurden ähnliche Reaktionen beobachtet, so etwa bei Bäumen, die durch Blitzschlag getroffen wurden. Aufgrund der mechanischen Verletzung des Baumes (Blitzrinne) werden pflanzenbürtige Inhaltsstoffe ebenfalls leichter freigesetzt und führen zu gezieltem Anflug des Baumes (Blanche *et al*. 1983). Da trotz hoher Populationsdichte unmittelbar nach dem Brennen der Befallserfolg gering ist, zeigt es sich, dass sowohl die unverminderte Vitalität der Kiefern, als auch das fehlende "Landesignal" das Einbohren der Käfer verhindern.

3.4.5 Herausforderungen an den Waldbau und den Forstschutz

In Relation zur Bedeutung der Flächen und der Problematik der Erhaltung der Tiefland-Regenwälder scheinen die Waldbrandprobleme der natürlichen tropischen Kiefernwälder auf den ersten Blick weniger bedeutungsvoll zu sein. So nimmt beispielsweise auf den Philippinen der Kiefernwald mit seinen 238.000 ha lediglich 3,7% der gesamten Waldfläche des Landes ein (DENR 1988), eine Relation, die in Ländern wie Burma, Indien oder Vietnam ähnlich ist. Für die submontanen bis montanen Höhenlagen selbst ist die Schutzfunktion der Kiefernwaldbedeckung allerdings von außerordentlicher Bedeutung. Die Kiefern gehören zu den wenigen Baumarten, die dem heutigen vielfachen Nutzungsdruck und Umweltstress

standhalten können, der auf die Bergländer der Tropen einwirkt. Ihre Erhaltung bzw. nachhaltige Bewirtschaftung geht aber ganz wesentlich über die Überlebensfrage des Ökosystems Bergwald und der darin lebenden Bevölkerung hinaus. Der Standort der montanen/submontanen Kiefernwälder ist trotz seiner relativ geringen Größe ein kritisches Wassereinzugsgebiet für die darunter, stromabwärts liegenden tropischen Tiefländer, da er als "Puffer" zwischen Überschuss und Mangel an Niederschlag wirkt. Die Bergwälder der äußeren Himalajas, deren Niederschlagsregime vom tropischen Monsunklima des indischen Subkontinents bestimmt werden, sind ein krasses Beispiel dafür, dass ihre Degradation erheblich zum Problem der Bergrutsche, Oberflächenabfluss und Bodenabtrag im Hochland und Überflutungen und Sedimenteintrag bis in das entfernte Bangladesh im Tiefland beiträgt (s.a.Koshoo 1986).

Die Veränderung des hydrologischen Regimes der submontanen und montanen Kiefernwälder, vor allem der Rückhaltefähigkeit von Niederschlag, wird zweifellos durch die unkontrollierten Waldbrände stark beeinflusst. Besonders destruktiv wirken sich dabei bestandesumwandelnde Waldbrände hoher Intensität aus, die nach längerer Zeit des Feuerausschlusses entstehen (***stand replacement fires***). In den Steilhanglagen setzt nach einem solchen Feuer starker Bodenabtrag ein, und die Wiederbewaldung der dann vergrasenden Flächen ist unter dem heutigen Weide- und Feuerdruck in der Regel sehr problematisch.

Tab.13. Fangzahlen von *Ips interstitialis* in schwarzen Flugbarrieren ("Schlitzfallen", Fa. Theysohn) auf frischen Kleinkahlschlägen und simulierten Kleinkahlschlägen mit verschiedenen Behandlungen in Reinbeständen von *Pinus kesiya*, Zentrale Kordillere von Luzón, Philippinen. Die Fallen waren mit 5 ml einer Mischung aus racemischen Ipsdienol, (S)-cis-Verbenol und (-)-α-Pinen (1:1:18) beködert, die aus Low Density (50µm) Polyäthylenbeuteln (3x6 cm) evaporierten (vgl. Klimetzek 1984, Baader 1989). Aus Goldammer und Peñafiel (1990)

Serie A [a]		Serie B [a]	
Behandlung der Kleinkahlschläge (50 m²)	X [b] ± S.E.	Behandlung der simulierten Kleinkahlschläge (50 m²)	X [b] ± S.E.
Feuer Bodenfeuer mit Verbrennung der Streuauflage und Aufheizen/ Versengen der Stubben	1,8 a,b ±0,60	**Feuer** Verbrennung von Nadelstreu und Harz in offenem Behälter	4,5 a ± 1,76
α-Pinen Dispenser mit 5 ml	5,2 b,c ± 1,60	**α-Pinen** Dispenser mit 5 ml	20,0 b ± 3,54
Harz Zusätzliches Ausbringen von frisch gezapftem Harz (*P. kesiya*) in offenen Petrischalen	8,5 c ± 2,19	**Harz** Zusätzliches Ausbringen von frisch gezapftem Harz (*P. kesiya*) in offenen Petrischalen	4,3 a ± 1,44
Kontrolle Frisch geschnittene, harzreiche Kiefernstubben	0,3 a ± 0,25	**Kontrolle** Papierteller ohne Behandlung	2,0 a ± 1,0

[a] Versuchsreihe A: Bobok, 17.-18.2.87; Versuchsreihe B: Loakan, Forstliche Versuchsanstalt, 21.-22.2.87. Anlage beider Versuchsreihen mit vier Wiederholungen (Positionen der Fallen einschließlich der Lockstoffköder wurden innerhalb jeder Wiederholung zweimal getauscht). Die geringe Käferzahl ist aufgrund des Populationsrückgangs ab 1985 zu erklären.

[b] Mittelwerte in den Spalten mit unterschiedlichen Buchstaben sind signifikant unterschiedlich: Kruskal-Wallis H-Test (Reihe A: F=0,0199; Reihe B: F=0,0044) und zweiseitiger Mann-Whitney U-Test ($P < 0,05$).

Der ökologische Impakt der periodisch auftretenden Bodenfeuer, die für die Bildung der potentiell stabilen Feuerklimax des Kiefernbergwaldes verantwortlich sind, sind in den Auswirkungen völlig anders zu bewerten. Da sie eine fortdauernde Bestockung gewährleisten können, sind Oberflächenabfluss und Erosion im Vergleich zu den bestandesumwandelnden Waldbränden wesentlich geringer (Abschn.3.4.4.1).

Die Frage nach einem totalen Feuerausschluss ist kritisch. Längere Phasen des Feuerausschlusses, die zur Erhaltung von Kiefernreinbeständen oder deren natürlichem Umbau (Sukzession) in einen artenreichen Laub-(Kiefern-)Mischwald führen könnten, sind unter den gegebenen sozio-ökologischen Rahmenbedingungen heute praktisch unmöglich. Waldweide ist beispielsweise untrennbar mit dem regelmäßigen Durchbrennen von Kiefernwäldern verbunden. Eine derzeit laufende Untersuchung über den Zustand der Kiefernwälder in Nicaragua zeigt, dass in den Höhenlagen zwischen 250 und 1750 m ü.NN 86% aller Probeflächen mit erkennbarer Weidenutzung auch Feuerspuren aufweisen (Forstreuter 1991).

Hieraus ergibt sich die Frage nach einer grundsätzlichen Strategie des Ökosystem-Managements: Soll das Feuer grundsätzlich aus den Waldbeständen verdrängt werden, soll es toleriert oder gegebenenfalls eingebracht oder hinsichtlich seiner erwünschten Wirkungen sogar substituiert werden ?

Mit diesem Dilemma sahen sich bereits die in europäischer Tradition erzogenen Forstleute in den Kolonialforstverwaltungen Südasiens konfrontiert. Der Blick in die ältere forstliche Literatur zeigt den Konflikt um das Für und Wider der Einbeziehung des Feuers in die Bewirtschaftung der *Pinus roxburghii*-Wälder Britisch-Indiens und Burmas auf, der insbesondere nach den einschneidenden Forstschutzmaßnahmen des Forstgesetzes von 1865 für Britisch-Indien einsetzte (Abschn.4.1). Wesentliche Überlegungen waren dabei die Bodenverschlechterung durch Feuereinfluß und deren Konsequenzen für Oberflächenabfluß und Erosion (u.a. Broun 1886; Clifford 1886).

In den folgenden Jahrzehnten wurden aber mehr und mehr die Anpasssungen von *P.roxburghii* an die Feuerumwelt erkannt (z.B. Glover 1913; Greswell 1926). Auch erste Ansätze differenzierter Betrachtungen über die Feuerauswirkungen in verschiedenen Phasen der Entwicklung der Kiefernbestände wurden zu Anfang dieses Jahrhunderts angestellt (Smythies 1911).

Erst in jüngerer Zeit gibt es in Südostasien Ansätze, Systeme des Integrierten Feuer-Managements zu entwickeln.[1] Ein von der FAO initiiertes Projekt zum Waldbrandschutz in den Philippinen (FAO 1983b, 1983c) wurde zu einer Konzeption des Integrierten Feuer-Managements weiterentwickelt, die sich auf begleitende Grundlagen- und Betriebsforschung stützte (Goldammer 1985a, 1987a). Wesentlicher Bestandteil dieser Konzeption war die Einführung des Kontrollierten Brennens (ausführlich in Abschn. 3.5) in den Feuerklimax-Kiefernwald. Damit sollten erwünschte, die Waldbestände stabilisierenden Auswirkungen des Feuers aktiv gesteuert und dadurch die unkontrollierten Waldbrände mit ihren nicht kalkulierbaren Nebenwirkungen verringert werden. Zwar erwies sich das Management-System mit Hilfe des kontrollierten Brennens als grundsätzlich anwendbar. Als kritische Faktoren tauchten dabei aber beispielsweise Fragen der Wechselwirkungen zwischen Feuer-Waldbestand-Borkenkäferbefall, der Erosion und der Verträglichkeit des kontrollierten Brennens mit der Harznutzung auf.

Wenn auch einige dieser Fragestellungen beantwortet werden konnten (siehe oben und die nachfolgenden Abschnitte), so bleibt das Problem der Operationalität in der Praxis dennoch ungelöst: Es ist bislang nicht gelungen und scheint in naher Zukunft auch wenig aussichtsreich, das Integrierte Feuer-Management flächendeckend einzuführen und gleichzeitig alle Imponderabilien der unkontrollierten Feuereinbringung seitens der ländlichen Bevölkerung unter Kontrolle zu bekommen.

---

[1] Zu den forstlichen Entwicklungsvorhaben, die sich mit dem Feuerproblem befassen, siehe Abschnitt 4.2.2.

3.4.6 Zusammenfassung

In den submontanen bis montanen Lagen der Inner- und Randtropen nehmen die Kiefern (*Pinus* spp.) hinsichtlich ihrer Anpassung an das Feuer eine vergleichbare Stellung ein, wie die feuerangepassten laubabwerfenden Arten (z.B. *Tectona grandis, Shorea robusta*) in den saisonalen Feuerklimaxwäldern der Tieflagen. Die Möglichkeit einiger südasiatischer Kiefern, sich an eine extreme Feuerumwelt anzupassen und sich gegen die Konkurrenz anderer Invasoren auf Brandflächen durchzusetzen, ist besonders bei *P.roxburghii* deutlich: Diese Art weist die in der Gattung *Pinus* selten vertretene Eigenschaft des Wurzelausschlages aus zurückgebrannten Sämlingen vor.

Das Vorkommen der Kiefern in den Bergländern der Tropen ist vor dem Beginn des umfangreichen anthropogenen Feuereinflusses auf gestörte Standorte (Pionierart auf Hangrutschungen oder in größeren Lücken) und Lagen mit schlechter Bodenwasserversorgung (Kuppen, flachgründige Hanglagen) beschränkt gewesen. Mit zunehmender Besiedlung der Bergländer und der Ausweitung von Brandrodung und Weidewirtschaft konnten sich in dieser Feuerumwelt die Kiefern zunehmend gegen die Laubholzkonkurrenz durchsetzen. Das Ergebnis sind großflächige und nahezu reine Kiefernwaldareale, die einen hohen Nutzungswert für die Bergbevölkerung darstellen. Allerdings stellt sich heute auch hier das Problem der Überbeanspruchung durch Feuer und Beweidung. Die traditionellen Brennverfahren der kleinen Bergvölker, die mit dem als Eigentum betrachtetes Land sorgfältig umgingen, werden abgelöst durch eine unkontrollierte Ausweitung von Landnutzung und Feuern durch eine stetig wachsende und vom tradierten Naturverständnis abrückende Bevölkerung. Die "modernen" anthropogenen Feuerregime entwickeln diese Kiefernwälder zusehends von einer stabilen in eine labile Feuerklimax. Bei dieser multiplen Belastung der Kiefernwälder können auch noch Sekundärschäden hinzukommen, die, wie das Beispiel der in die Nord-Philippinen eingeschleppten Borkenkäfer zeigt, im Fall des Zusammentreffens einer klimatischen Anomalie (extreme ENSO-Trocknis) und Feuer zu einem großflächigen Ausfall einer Kiefernart führen kann.

3.5 Feuer in Plantagenwäldern: Kontrolliertes Brennen zur Stabilisierung der "man-made forests" in den Tropen

Den in den Tropen und Subtropen in zunehmendem Maße aufgebauten Aufforstungen in Form von schnellwüchsigen Plantagenwäldern kommt eine große volkswirtschaftliche und ökologische Bedeutung zu. In dem im Waldinventurbericht der FAO (1982a) erfassten 76 Tropenländern wurden bis 1980 etwa $7x10^6$ ha industrieller Plantagen aufgeforstet, und bis 1985 wurden - nach den damaligen Planungen - in diesen Ländern ca. $3x10^6$ ha weiterer Plantagenaufforstungen projektiert.

Von diesen bisher erfassten Aufforstungsflächen nahmen schnellwachsende Laubholzarten (***hardwood species***) einen Anteil von 32% ein, Koniferen und andere Weichhölzer (***softwood species***) einen Anteil von 41%. Es ist davon auszugehen, dass der Großteil der aufgeforsteten schnellwachsenden Laubhölzer und der Nadelhölzer eingeführte Arten (Exoten) waren. Hierunter nehmen jeweils die Gattungen *Eucalyptus* spp. und *Pinus* spp. die wichtigsten Plätze ein. Beiden Gattungen ist zu eigen, dass es aus der Reihe ihrer ca. 500 bzw. 100 Arten ein ausreichend großes Potential der Anpassung an die Vielzahl von extremen Standortsbedingungen in den Tropen und Subtropen gibt (Vité 1981). Dabei zeigen viele der Arten beider Gattungen außerhalb ihres natürlichen Verbreitungsgebietes erheblich bessere Wuchsleistungen als vergleichsweise innerhalb.

Die Kiefern sind innerhalb ihres natürlichen Verbreitungsgebietes im tropischen Asien und im unmittelbar angrenzenden Einzugsgebiet ausgesprochene Feueropportunisten. Die Bildung von großflächigen Kiefernreinbeständen ist dort langfristig in der Regel nur mit Hilfe des Feuers möglich (Feuerklimax); sukzessional gesehen sind sie seraler Natur. Gleiches Verhalten gilt für die meisten von Kiefern dominierten Waldgesellschaften Mittelamerikas (Munro 1966; Koonce und Gonzales-Caban 1990) und des südlichen Nordamerikas (Goldammer 1978, 1983), von wo aus sich die wichtigsten Kiefernarten rekrutieren, die als schnellwüchsige Exoten in den Tropen zur Aufforstung kommen. Diesen Waldgesellschaften ist zu eigen, dass sie sich bei Feuerausschluss zu einem Mischwald entwickeln, in dem die Kiefern dann eine weniger bedeutende Rolle spielen bzw. von den Laubholzarten sogar völlig verdrängt werden.

Die außerhalb ihres natürlichen Verbreitungsgebietes in Industrieplantagen am meisten aufgeforsteten Kiefernarten sind *Pinus elliottii* und *Pinus taeda*, die jährlich auf etwa $0,5x10^6$ ha angebaut werden (McDonald und Krugman 1986); *Pinus caribaea* und *Pinus radiata* sind zwei weitere prominente Vertreter dieser Gattung aus der Karibik bzw. dem mediterranen Raum Kaliforniens, wobei insbesondere das sehr kleine natürliche Vorkommen von *P.radiata* in den Exoten-Aufforstungen der Tropen und Subtropen um ein Vielfaches an Fläche übertroffen wird.

Für die Ökologie der nicht-autochthonen tropischen Kiefernaufforstungen bedarf nicht nur die Tatsache Beachtung, daß natürliche Kiefernbestände in den niedrigen Breiten der Nordhemisphäre überwiegend eine Feuerklimax darstellen. Hinzu kommt, dass die Kiefern vorzugsweise in Regionen mit saisonaler Klimaausprägung (mit Trockenzeiten) und in einer Umwelt aufgeforstet werden, deren natürliche bzw. halbnatürliche (degradierte, savannisierte) Vegetation feueranfällig bzw. von häufigem Feuerauftreten gekennzeichnet ist. Damit sind wiederum Bedingungen einer "Feuerumwelt" gegeben, die, unabhängig davon, ob sie natürlich oder anthropogen bedingt ist, eine Kiefernwaldgesellschaft als eine der wenigen möglichen Wieder- oder Neubewaldungsformen erscheinen läßt.

Der weitestgehende Feuerausschluss aus den Industrieplantagen mit Kiefern und anderen Baumarten ist in den Tropen allerdings die heute gängige Praxis. Ursprünglich ist sie aus dem Transfer tradierten forstwissenschaftlichen Gedankengutes aus den Industrieländern, vor allem aus Mitteleuropa, auf die "Entwicklungsländer" zu verstehen. Heute reflektiert sie mangelnde Kenntnis des von anthropogenem Einfluss nicht mehr zu trennenden Ökosystems Kiefernreinbestand der niederen Breiten.

Der praktizierte Feuerausschluss aus den tropischen und subtropischen Kiefernplantagen potenziert die Gefährdung der Bestände durch Vollfeuer. Denn die Streuauflagen und das übrige leicht brennbare Material, vor allem die im Totastraum hängenden Nadeln, bringen in den schnellwüchsigen Plantagen

eine erheblich höhere Schadfeuergefährdung mit sich, als in den Herkunftsgebieten, in denen die Arten eine geringere Wuchsleistung zeigen. Der Grund hierfür ist zum Einen im Ungleichgewicht zwischen hohem Streuanfall der langnadeligen Kiefern und ihrem zu langsamen biologischen Abbau während der besonders kritischen Phase des Stangenholzalters, zum Anderen in der langsamen natürlichen Totastreinigung zu suchen.

In der allgemein verfügbaren Literatur finden sich nur wenige Quellen über das Ausmaß von Waldbränden in Industrieplantagen, da derartige Berichte als interne Daten von Forstverwaltungen bzw. der Forstindustrie nicht veröffentlicht werden. Die folgenden Angaben sind daher nur beispielhaft, können aber die Größenordnung des Problems aufzeigen. In Südbrasilien verbrannten in einem Großflächenfeuer während der trockenen Wintermonate von 1963 mehr als $2x10^6$ Waldfläche, darunter $1,5x10^6$ ha Sekundärwald, $0,5x10^6$ ha Araukarien-Naturwald und von den in Zentral-Paraná aufgeforsteten 33.000 ha Plantagenwald insgesamt 19.000 ha. Im Jahr 1981 kam es erneut zu einer solchen Situation, die zu einem Verlust von ca. 40.000 ha Plantagenwald führten, die in Gemengelage mit über $5x10^6$ ha überbrannten Weidelandes lagen; das Feuer verschonte dabei auch nicht große Flächen von Naturparks, wie etwa Foz do Iguaçu oder Serra de Canastra (Brandfläche 71.000 ha)(Goldammer 1983). Im Zeitraum 1983-87 verbrannten in Brasilien insgesamt 45.000 ha Eucalyptus-Plantagen und 5.400 ha Kiefernaufforstungen (Soares 1992). Presseberichten aus Indonesien zufolge verbrannten beispielsweise während der El Niño-Trocknis von 1987 in Sumatra 4.460 ha Kiefernaufforstungen (The Jakarta Post, 18.9.1987). In Fiji wurden während der Feuersaison von 1988 mit einer Fläche von 12.685 ha etwa 27% aller staatlichen Aufforstungen vernichtet (ECE/FAO 1989).

Eine der wesentlichen Zielsetzungen des kontrollierten Brennens (***Prescribed Burning***)[1] setzt an diesem Problem der hohen Schadfeuergefährdung an. Mit Hilfe des kontrollierten Feuers werden die leicht brennbare Streu und die Durchforstungsabfälle und anderes Totholz aus den Beständen herausgebrannt, die für die hohe Vollfeuergefährdung verantwortlich sind. Weitere Zielsetzungen des kontrollierten Feuereinsatzes stehen direkt und indirekt in Zusammenhang mit der Modifizierung von Streu, unterständiger Vegetation oder Schlagabraum etc. wirksam (Tab.14). Diese Überlegungen zur Anwendung des kontrollierten Feuers beschränken sich aber nicht nur auf Kiefernplantagen, sondern lassen sich auch auf Exotenaufforstungen mit *Eucalyptus* spp. übertragen. Darüber hinaus können sie auch Eingang in die Bewirtschaftung von Naturwäldern und Plantagen mit autochthonen tropischen Laubholzarten, wie beispielsweise *Tectona grandis* und *Shorea robusta*, finden.

Bevor in der Praxis eine Entscheidung über den Einsatz des kontrollierten Feuers gefällt wird, sollten die erwarteten bzw. angestrebten Auswirkungen des Brennens mit den potentiellen Risiken in Form einer Impaktstudie bzw. einer Umweltverträglichkeitsprüfung abgewogen werden. Hierzu ist eine weitestgehend synoptische Ökosystemstudie notwendig. Obwohl die Feuerökologie natürlicher Kiefern- und Eucalyptus-Waldgesellschaften in den vergangenen Jahren zunehmend untersucht und geklärt wurde, sind derartige Studien für die Aufforstungen außerhalb des natürlichen Verbreitungsgebietes bislang nur ansatzweise vorhanden. Im Folgenden sollen beispielhaft Ausschnitte aus einer Untersuchung des Autors über den Einsatz des kontrollierten Feuers als stabilisierendes Element im Management südbrasilianischer exotischer Kiefernaufforstungen (*P.elliottii* und *P.taeda*) aufgeführt werden (Goldammmer 1983). Hinsichtlich der Gattung *Eucalyptus* spp. muss auf die umfassende Literatur aus Australien, einem Kerngebiet ihres Ursprungs, hingewiesen werden (vor allem Luke und MacArthur 1978; Gill *et al*. 1981; Gill *et al*. 1990). Die zur Verfügung stehende Expertise in der Technik des kontrollierten Brennens in Kiefernaufforstungen, wie sie aus Südamerika (Goldammer 1983), Südafrika (De Ronde 1980, 1982, 1983) und dem südlichen Nordamerika (Wade und Lunsford 1989) vorliegt, soll hier nur gestreift werden; sie ist in ausführlicher Form in einer kooperativen Arbeit der genannten Autoren zusammengefasst (De Ronde *et al*. 1990).

---

[1] Definition des ***Prescribed Burning*** nach FAO (1986):
"Controlled application of fire to wildland fuels in either their natural or modified state, under specified environmental conditions which allow the fire to be confined to a predetermined area and at the same time to produce the intensity of heat and rate of spread to attain planned resource management objectives"

3.5.1 Charakterisierung des Brennmaterials (forest fuels) der Kiefernaufforstungen

Für die Beurteilung der potentiell für ein Bodenfeuer zur Verfügung stehenden und als "Feuerbrücken" in den Kronenraum reichenden, leicht entzündlichen Biomasse ("forstliches Brennmaterial" in Analogie zu "***forest fuels***") sind verschiedene Größen von Bedeutung: Zeitpunkt und Menge des Nadelfalles, Verbleib der Nadeln (im Totastraum und in der Rohhumusauflage; Dekomposition) und ihre Brennbarkeit (Feuchtegehalt, Heizwert). Zusätzlich sind feineres Astmaterial und der Schlagabraum von Durchforstungen zu berücksichtigen.

In den untersuchten Plantagen mit *P.taeda* im Alter von 5 bis 22 Jahren wurden mit Hilfe von Streufallen der Jahresgang und die Menge des monatlichen Nadelfalles erfasst. Der Streufall in den südbrasilianischen Aufforstungen konzentriert sich auf den Zeitraum April bis Juni (Herbst auf der Südhemisphäre), in dem etwa 3/4 der abgeworfenen Nadeln die Streuschicht erreichen. Diese frische Streu steht dann während des Höhepunktes der Trockenzeit im August/September als Brennmaterial zur Verfügung. Die Menge der jährlich abgeworfenen Nadelstreu beträgt bis zu 8,3 t ha^{-1}.

Die Mächtigkeit der Streuauflage (A_L, A_F, A_H) erreichte in den untersuchten Beständen von *P.taeda* und *P.elliottii* häufig bis zu 15 cm; in einem 16-jährigen Bestand mit *P.elliottii* wurde eine Auflage von 29 cm ermittelt. Das Trockengewicht der Streuauflage lag zwischen 8,9 und 35,2 t ha^{-1}. Astmaterial (bis zur Derbholzstärke) hatte nach den Durchforstungseingriffen in P.taeda Auflagegewichte von 6,3 t ha^{-1} (1.Durchforstung, 8-jährig), 11,3 t ha^{-1} (2.Durchforstung,15-jährig) und 13,9 t ha^{-1} (3.Durchforstung, 15-jährig). Die im Totastraum hängen gebliebenen Nadeln ergaben etwa 5,4 t ha^{-1} zusätzliches Brennmaterial.

Die Streuauflagen der Kiefernplantagen zeigen häufig eine klare zwei- oder dreischichtige Gliederung in A_L, A_F, und A_H-Horizonte. Die hohe Wasseraufnahmefähigkeit der älteren Nadeljahrgänge in den A_H- und A_F-Schichten wurde mit Hilfe eines Rasterelektronenmikroskops geklärt. Nach 27-monatiger Lagerung in der unteren Streuschicht war das Assimilationsparenchym der Nadeln weitestgehend zersetzt, während die dickwandige Epidermis und die Kutikula noch das Gerüst der Nadeln erhalten. In den Nadeln bilden sich dann Hohlräume, die Wasser aufnehmen und halten können. Dadurch ist die Bildung eines ausgeprägten Feuchtegradienten ermöglicht, der für eine sichere und ökologisch vertretbare Technik des Brennens von besonderer Bedeutung ist.

Abb.29. Ansicht eines 9-jährigen Bestandes von *Pinus taeda* mit eingestreuter *Pinus elliottii* in Paraná (Brasilien; Fazenda Monte Alegre; April 1982). Bei einer Mittelhöhe von 13,9 m und der Höhe des Kronenansatzes von 8,10 m weist dieser Bestand eine Bodenstreuauflage (Nadeln) von 18,9 t ha^{-1} und einer zusätzlichen Nadelstreu im Totastraum in Höhe von 4,5 t ha^{-1} auf. Bestände dieser Struktur, die charakteristisch für die Wuchsgebiete der Region sind, sind extrem vollfeuergefährdet (aus Goldammer 1983a)

Die Begrenzung der Streuauflagegewichte auf o.a. Größenordnungen ist durch eine hohe Dekompositionsrate der A_L-Schicht von etwa 25% pro Jahr erklärbar (ermittelt in 16-jähriger *P.taeda*). Eine schnellere Zersetzung in den tieferen und weitergehend zersetzten Schichten ist andererseits nicht möglich, da die Feuchtigkeitsübersättigung hier als Zersetzungsbremse wirken kann. In anderen Regionen der Subtropen kann die Streuauflage allerdings zu erheblich größeren Schichthöhen bzw. Auflagegewichten führen. In Transvaal (Südafrika) sind Streuauflagen von 1 m in *P.radiata*-Plantagen nicht ungewöhnlich.

3.5.2 Brenntechniken und Verhalten des kontrollierten Feuers

Von den in der Forstwirtschaft angewendeten Brenntechniken kommt für das Durchbrennen stehender Kiefernplantagen im Wesentlichen das Gegenwindfeuer zur Anwendung (Mobley *et al*. 1973; Goldammer 1978, 1983; Wade und Lunsford 1989). Das Feuer wird auf der Luvseite einer Sicherungslinie (Brandschutzstreifen, Waldweg etc.) aus entzündet und somit gegen das Laufen mit dem Wind abgesichert. Durch die Ausbreitung in Gegenwindrichtung werden die Flammen niedrig gehalten und der Kronen-/Totastraum oberhalb der Flammenzone durch den Wind (vorzugsweise 1,5-5,0 m s^{-1}) gekühlt. Dadurch wird das "Vorheizen" des Kronenraumes durch konvektive Wärmestrahlung vermindert und ein Aufsteigen des Bodenfeuers zum Vollfeuer verhindert. Die langsame Ausbreitung des Feuers gegen den Wind macht die Entzündung von parallel verlaufenden Feuerlinien notwendig, um den Zeitaufwand für das Durchbrennen eines Bestandes in angemessenem Rahmen zu halten.

Dem Wind als Kontrollfaktor der Feuerauswirkungen oberhalb der Streuschicht entspricht der Feuchtegradient innerhalb der Streuauflage. Der Feuchtegehalt (bezogen auf das Darrtrockengewicht) betrug bei verschiedenen Brennversuchen in der A_L-Schicht zwischen 29 und 35%, in der A_F-Schicht 147-233% und in der A_H-Schicht bis etwa 300%. Die leicht brennbare A_L-Schicht ermöglicht eine ausreichende Verbrennung der ***flash fuels*** bzw. ***aerial fuels***. Die unteren, feuchten Rohhumusschichten bleiben hingegen völlig unberührt vom Feuer und üben damit weiterhin eine entscheidende Schutzfunktion für den Boden aus.

Die Beschreibung des Feuerverhaltens über die "Feuerintensität" (***fireline intensity***) wurde von Byram (1959) vorgeschlagen und wird heute als standardisierter Ausdruck verwendet. Die Feuerintensität ist dabei die Rate der Wärmefreisetzung pro Zeiteinheit und Längeneinheit des Feuersaumes (ohne Berücksichtigung dessen Tiefe). Sie stellt das Produkt des Heizwertes des Brennmaterials, des Gewichtes der verbrannten Biomasse und der Ausbreitungsgeschwindigkeit dar. Die Gleichung lautet:

I= Hwr

Dabei sind:

I = Feuerintensität in kWm^{-1}
H = Heizwert in $kJ\ kg^{-1}$
w = Trockengewicht der verbrannten Biomasse in $kg\ m^{-2}$
r = Ausbreitungsgeschwindigkeit in $m\ s^{-1}$

Wade (1983) fasste die Erfahrungen der benötigten optimalen und kritischen Werte der Feuerintensität für das Brennen in Kiefernbeständen zusammen, die ihre Untergrenze bei ca.70 kWm^{-1} und ihre Obergrenze bei ca. 400-700 kWm^{-1} haben. Die beim Brennen in südbrasilianischen Kiefernaufforstungen gewonnenen Erfahrungen bestätigen diesen Rahmen. Eine Feuerintensität oberhalb 400 kWm^{-1} kann beim Herausbrennen der Nadeln aus Schlagabraum in offenen, durchforsteten Beständen noch zu sicheren Ergebnissen führen (geringe bzw. tolerierbare Versengung der grünen Krone).

Das Herausbrennen des leicht entzündlichen Brennmaterials unter den günstigen Umweltbedingungen des Frühjahrs und des Herbstes bewirkt eine deutliche Reduzierung der Gefährdung durch unkontrollierte

Kronenfeuer während der Trockenzeit. Diese Schlussfolgerung ergibt sich aus einer Vielzahl von Beobachtungen aus nordamerikanischen Kiefernwaldgesellschaften. Da das Wirkungsgefüge zwischen Feuer und Ökosystem Kiefernplantage aber weitaus komplexer ist und nicht nur die Menge und die räumliche Anordnung oberirdischer Biomasse anbelangt, sollen die weiteren möglichen und beobachteten Nebenwirkungen des Brennens im folgenden Abschnitt besprochen werden.

Abb.30. Überwachung eines kontrollierten Feuers in einem 15-jährigen *Pinus elliottii*-Bestand in Paraná (Brasilien; Fazenda Canguiri bei Curitiba; März 1981). Geringe Flammenhöhe und geringe Feuerintensität in einer Nadelstreuauflage von 8,9 t ha^{-1} sind auf den hohen Feuchtegehalt der unteren Bodenstreuschicht (A_F) von 146% zurückzuführen (aus Goldammer 1983a).

3.5.3 Ökologischer Impakt des kontrollierten Brennens

Die Verbrennung von Biomasse aus den Kiefernaufforstungen berührt eine Reihe von ökologischen Fragestellungen, die für eine Entscheidung im Feuer-Management geklärt und abgewogen werden müssen. Die direkten und indirekten Auswirkungen des Verbrennungsvorganges bzw. der Feuertemperaturen werden in diesem Abschnitt anhand einiger Beispiele aus den südbrasilianischen Untersuchungen erklärt.

3.5.3.1 Temperaturentwicklung beim Brennen

Für die weiteren Betrachtungen sind neben der Feuerintensität die beim Brennen entstehenden Temperaturen oberhalb, innerhalb und unterhalb der Streuauflage deswegen von Bedeutung, weil sie über das Überleben des Einzelbaumes, der Begleitflora und der Bodenfauna entscheiden. Temperaturmessungen beim Passieren eines Bodenfeuers geringer Intensität (Gegenwindfeuer, Ausbreitungsgeschwindigkeit 10 cm min^{-1}), bei dem die weitgehend zersetzte A_F-Schicht (Feuchtigkeitsgehalt 146 %) intakt blieb, ergab folgendes Bild: Auf der Oberfläche der A_L-Schicht wurden Temperaturen bis zu 247◦C gemessen, bereits 50 cm oberhalb der Streuschicht nur noch 104◦C. Die Oberfläche des Mineralbodens erwärmte sich fünf Minuten nach Passieren des Feuers von 29◦C kurzfristig auf 37◦C. Im Mineralboden (1 cm Tiefe) wurde die Temperatur von 28◦C auf 32◦C angehoben.

Beim Herausbrennen der leicht entzündlichen Nadeln aus Schlagabraum der Durchforstung mit einem leichten Mitwindfeuer (Flammenhöhe 1,3-2,1m, Feuerintensität 456-1290 kWm^{-1}) wurden folgende Werte ermittelt: 50 cm oberhalb der Durchforstungsabfälle kurzfristig bis zu 373◦C, innerhalb der 25 cm starken Streuauflage (5 cm oberhalb des Mineralbodens, Streufeuchte 230%) wurde die Temperatur ca. 6-7 min nach Passieren des Feuers von 41◦C auf 46◦C angehoben (Nachglimmen der Streu).

Die hier aufgeführten Beispiele verdeutlichen die Größenordnung der thermischen Belastung des unmittelbaren Einzugsbereiches des Feuers und erklären gleichzeitig die Auswirkungen dieses Eingriffes auf den Bestand, einschließlich der Begleitflora und -fauna. Die kurze Verweilzeit des Feuers (***residence time***) und die dabei entstehenden Temperaturen reichen nicht aus, um die Kiefern im unteren Stammbereich, der Flammenzone, zu schädigen. Im Alter von 7-10 Jahren, in dem das Brennen bereits infrage kommt, haben die meisten Kiefernarten bereits eine ausreichend starke und temperaturisolierende Borke entwickelt.

Ein Experiment an einer 16-jährigen *P.elliottii* verdeutlicht dies: Bei einem für 12 min am Stammfuß angelegten (künstlich geschürtem) Feuer, bei dem an der Oberfläche der Borke Temperaturen zwischen 300◦C und 700◦C aufgezeichnet wurden, erhöhte sich die Temperatur im Kambium nach 17 min auf 60◦C und nach 23 min auf den Spitzenwert von 68◦C für die Dauer von einigen Sekunden (Abb.31). Bei der Beurteilung dieser Werte ist zu berücksichtigen, dass eine Temperaturbelastung von ca. 62◦C für die Einwirkungsdauer von mehreren Minuten zu einer Koagulation des Protoplasmas im lebenden Gewebe führt und damit letal wird (siehe vor allem Hare 1961, 1965; Wright und Bailey 1982). Diese Temperatureinwirkung wird während des kontrollierten Brennens aufgrund der kurzen Verweilzeit des Feuers nicht erreicht.

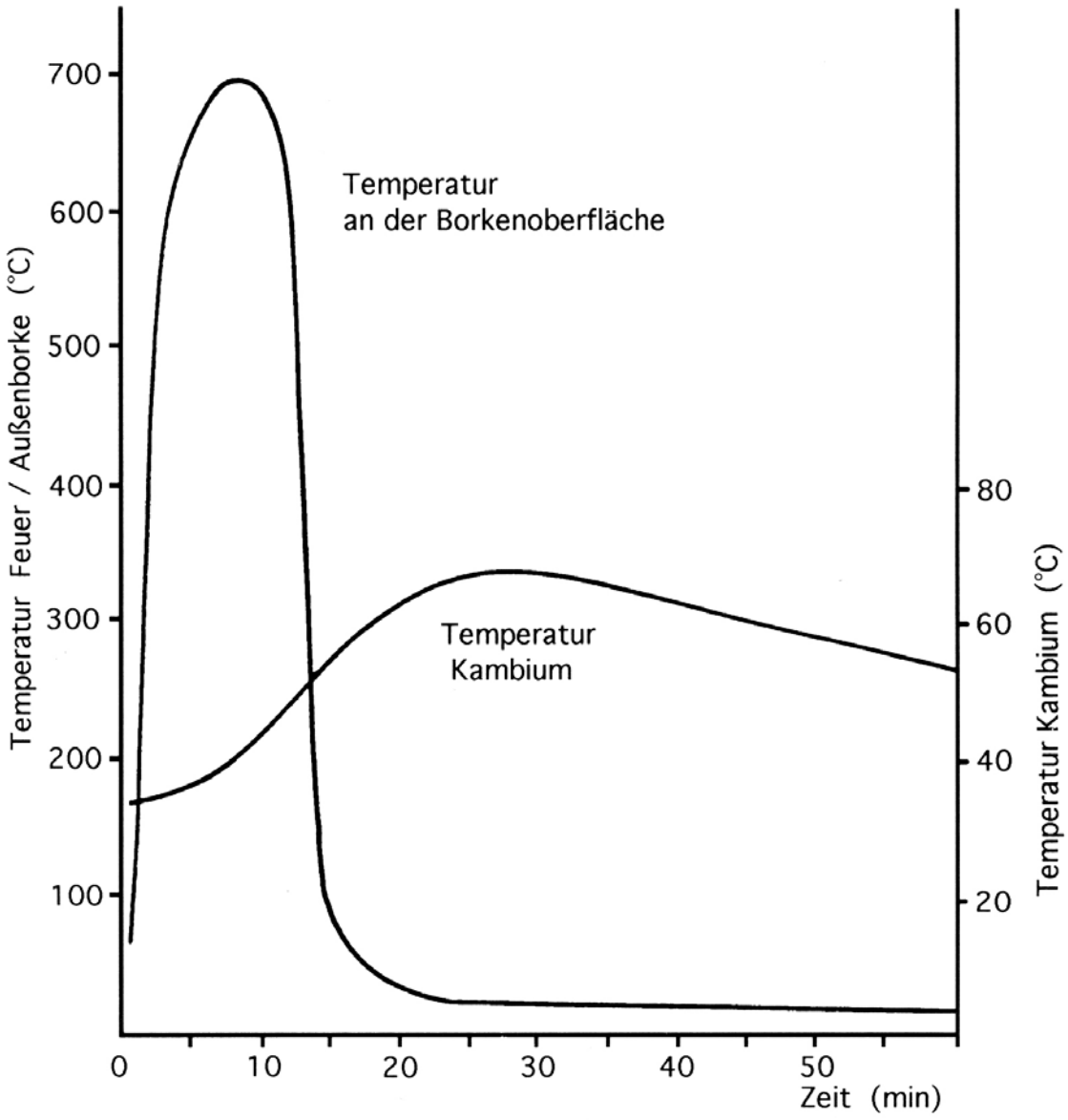


Abb.31. Temperaturentwicklung eines über 12 min geschürten Feuers am Stammfuß einer 16-jährigen *Pinus elliottii* und Wärmeübertragung in die Kambialzone. Die Meßstellen wurden in gleicher Höhe (50 cm über dem Mineralboden) auf der Borkenoberfläche und in der Kambialzone angebracht (Fazenda Canguiri, Paraná, Brasilien, Oktober 1981. Aus Goldammer 1983a).

3.5.3.2 Auswirkungen auf die Physiologie des Baumes

Die Fähigkeit der Kiefern Bodenfeuer zu überleben, deren Einfluss den bodennahen Stammbereich nicht überschreitet, wurde bereits beschrieben. Die Assimilationsorgane des Baumes sind gegenüber den Feuereinwirkungen aber wesentlich empfindlicher, da das Gewebe der Nadeln nicht mit einer der Borke vergleichbaren Schutzvorrichtung versehen ist. Kayll (1968) wies die Empfindlichkeit der Nadeln auf Temperaturen >60°C nach, die durch die Erhitzung der Umgebungsluft selbst bei einem kontrollierten Feuer rasch erreicht werden. Die Frage, ab welchem Schädigungsgrad durch Versengung oder Verbrennung der Assimilationsapparat beeinträchtigt wird, ist nicht nur aus ertragskundlicher Sicht (Zuwachsverlust) bedeutungsvoll, sondern auch hinsichtlich der Disposition des Baumes gegenüber

biotischen Schadfaktoren.

Da die Feuerauswirkungen den unteren Kronenbereich betreffen, sind die Zuwachsverluste bei einer Beschädigung der Krone bis zu 50% relativ unerheblich (De Ronde *et al*. 1990). Aufastungsversuche in südbrasilianischen Kiefernplantagen (*P.taeda*) zeigten, dass die Entfernung von 25% der grünen Krone keine oder unerhebliche Zuwachsverluste bringen; bei einer Aufastung von 45% der grünen Krone liegen sie etwa im Bereich von 10% (Stöhr *et al*. 1982; s.a. Craighead 1927; Jemison 1943).

Sekundärschäden durch biotische Schaderreger sind hingegen potentiell bedeutungsvoller als das Ertragsproblem. In den vergangenen Jahren konnte beispielsweise in Südbrasilien vermehrt die Anpassung einheimischer rindenbrütender Borkenkäfer (*Scolytidae*) an eingeführten Kiefern beobachtet werden (Schönherr und Pedrosa 1981). Auch die Einschleppung exotischer Borkenkäfer in die tropischen Kiefernbiome spielt heute eine zunehmend große Rolle (Goldammer und Peñafiel 1990). Bei den Untersuchungen über den Impakt des kontrollierten Feuers auf die südbrasilianischen Kiefernaufforstungen wurde daher der feuerinduzierte physiologische Stress über den Indikator des Harzdruckes (Vité 1961) untersucht. Die Messung des Harzdruckes, der ebenso wie die Größe des Xylemwasserpotentials (Scholander *et al*. 1965) ein geeigneter Weiser für die Wasserbilanz der harzreichen Kiefern ist, wurde auch hinsichtlich seiner Bedeutung für die Vorhersagbarkeit einer Abriegelung eines Befalles durch Schadorganismen (rinden- und holzbrütende Insekten, Pilze) ausgewählt (Vité und Wood 1961; Mathre 1964).

Die Brandversuche in einem 9-jährigen Bestand (*P.taeda*) wurden so angelegt, dass beim Herausbrennen der im Totastraum hängenden Nadeln bei Windruhe ein kurzfristiges Aufflammen in den Kronenraum erreicht wurde. Durch Verbrennen bzw. Versengung der Nadeln wurde die Kronenlänge um durchschnittlich 2,80 m reduziert (ca.35 %). Im Vergleich zum beobachteten Kollektiv ungebrannter Bäume zeigten die im Kronenraum geschädigten Bäume ein um durchschnittlich etwa 1 bar geringeres (statistisch nicht abgesichertes) Niveau des Harzdruckes, das aber keine Erhöhung der Disposition gegenüber biotischen Schäden erwarten ließ und auch nicht mit sich brachte.

Diese Beobachtungen zeigen die Flexibilität des Feuereinsatzes zur Reduzierung des Wild- bzw. Kronenfeuerpotentials. Sie zeigen auch, dass sich Aussagen über den Schädlingsbefall von Feuer betroffener Bestände nicht verallgemeinern lassen. Die tatsächlichen ökologischen Regelmechanismen zwischen Feuer-Wirtsbaum-Borkenkäferbefall bedürfen allerdings noch einer weitgehenden Klärung.

3.5.3.3 Auswirkungen auf die Begleitflora

Einheimische Bodenflora und unterständige Laubholzarten kommen in den jüngeren geschlossenen Kiefernaufforstungen mit starken Rohhumusauflagen nur sehr vereinzelt vor. Bei zunehmender Auflichtung nach den Durchforstungseingriffen oder anderen Störungen ermöglicht der erhöhte Lichtgenuss das Aufkommen dieser Begleitvegetation aus der autochthonen Samenbank und durch Einwanderung. Die beim Brennen entstehenden Temperaturen an der Streuoberfläche reichen in der Regel aus, um diese aufkommende Vegetation oberirdisch abzutöten. Bei Geophyten und Hemikryptophyten ist das Wiederausschlagvermögen gesichert, da ihre Überdauerungsorgane in der untersten Streuschicht bzw. im Mineralboden vor den letalen Temperaturen ausreichend gesichert sind. Bei Phanerophyten kann der Wiederausschlag über bodennahe Proventivknospen erfolgen. In Tabelle 15 wird ein Beispiel der Reaktion bzw. Feuertoleranz heimischer Begleitvegetation in einem 15-jährigen Kiefernbestand (*P.elliottii*) nach dem Durchbrennen gezeigt.

Diese Frage der Reaktion heimischer Flora auf das Feuer ist im Zusammenhang mit der kontrovers geführten Diskussion um die Kiefernplantagen als "ökologische Wüsten" (Agroökosysteme) von Bedeutung. Von Seiten der Forstindustrie ist das Ausbleiben oder sogar Zurückdrängen unterständiger Vegetation erstrebenswert, da ein frei zugänglicher Bestand sowohl für die Zwischennutzungen als auch für die Endnutzung aus ergonomischen und technischen Gründen kostengünstiger zu bewirtschaften ist. Das kontrollierte Feuer könnte hier - wenn konsequent angewendet - einen kostengünstigen Beitrag

leisten.

Dem gegenüber steht das Postulat der theoretischen Ökologie nach Erhöhung der Ökosystemstabilität durch erhöhte Vielfalt, das durch die aus der europäischen waldbaulichen Praxis gewonnenen Erfahrung gestützt wird. Eine artenreiche Begleitflora kann eine wichtige Rolle als Habitat für Antagonisten potentieller biotischer Schaderreger spielen und auch die Habitate zu Ungunsten biotischer Schaderreger verändern, sie kann zur Verbesserung des Nährstoffrecycling beitragen, die Brennbarkeit des bodennahen Brennmaterials herabsetzen oder auch Nebennutzungen ermöglichen (z.B. Blütenhonig). Diese Vorteile, einschließlich der Überführung oder Rehabilitation (Lugo 1988) der Monokulturen in ökologisch "angereicherte" Bestände, können durch regelmäßiges Durchbrennen infrage gestellt werden.

3.5.3.4 Auswirkungen auf die Bodenfauna

Die Wirkungsmechanismen der vom Feuer verschonten und für den Mineralboden als Temperaturisolierung wirkenden $A_{F/H}$-Schichten gilt ebenfalls für die im Mineralboden und in den unteren Streuschichten lebende Mesofauna. Bei den Untersuchungen über den Einfluss des kontrollierten Feuers in den südbrasilianischen *P.elliottii*-Plantagen wurde die Entwicklung der Bodenfauna in den oberen 4 cm des Mineralbodens beobachtet. Die wichtigsten Bodentiergruppen (*Collembola, Acaria, Diptera, Coleoptera* und *Araneae*) zeigten sowohl sechs Wochen als auch neun Monate nach dem Brennen geringfügige positive und negative Reaktionen in der Abundanz. So fanden sich in den gebrannten Flächen bei den Collembolen in beiden Untersuchungsintervallen mehr Individuen, als auf den ungebrannten Flächen. Bei den Milben war die Population sechs Wochen nach dem Brennen geringer und neun Monate danach etwas höher als auf den Kontrollflächen. Diese Unterschiede waren alle statistisch nicht abgesichert.

Die Untersuchungen zeigen damit deutliche Unterschiede zu den Auswirkungen unkontrollierter Waldbrände oder des Brennens von Schlagabraum, bei denen die organischen Auflagen vollständig konsumiert werden und der Mineralboden für längere Zeit hohen Temperaturen ausgesetzt ist. Derartige "heiße" Feuer bringen dramatische Reduzierungen der Mesofauna mit sich (Jahn und Schimitschek 1950, 1951; Karppinen 1957; Huhta *et al*. 1967, 1969; Fellin und Kennedy 1972; Vlug und Borden 1973).

3.5.3.5 Verbleib der verbrannten Biomasse

Die Emission von Spurengasen und Rauchpartikeln, die als Nebeneffekt in Tabelle 12 aufgeführt sind, sollen weiter unten diskutiert werden (Abschn.5). Die nicht in gasförmigen Verbindungen oder als Rauchpartikel aus dem Ökosystem ausgetragenen Verbrennungsprodukte verbleiben in Form von unvollständig verbranntem Brennmaterial, Holzkohle und Asche am Standort. Von Bedeutung ist hierbei besonders die Asche, die Nährstoffe in mineralisierter und damit in leicht pflanzenverfügbarer Form enthält und zur Erhöhung des pH-Wertes im Mineralboden und in der Streu führt (s.vor allem Viro [1974, 1978]). Die Erhaltung eines Teiles der Streuauflage ist in diesem Zusammenhang von besonderer Bedeutung, da die Nährstoffe im Bestand zurückgehalten und nicht durch Wind und verstärkten Oberflächenabfluss abgetragen werden, wie dies in den verlichteten und unkontrolliert gebrannten Feuerklimaxwäldern der Fall ist.

Tab.15. Pflanzensoziologische Aufnahme nach Artmächtigkeit und Häufungsweise in kontrolliert gebrannten Aufforstungen mit *Pinus elliottii*. Brenndatum: April 1981. Kontrolle des Regenerationsvermögens: März 1982. Fazenda Canguiri, Paraná (aus Goldammer 1983a)

Pflanzen mit Wiederausschlag		**Pflanzen durch Feuer abgetötet**	
Ocotea puberula (Lauraceae)	+.1	*Pelexia* spp. (Orchidaceae)	+.1
Fagara kleinii (Rutaceae)	+.1	*Rapanea ferruginea* (Myrsinaceae)	+.2
Vornonia spp. (Compositae)	+.1	*Maytenus* spp. (Celastraceae)	+.1
Vacum spp. (Sapindaceae)	+.1	*Nectandra* spp. (Myrtaceae)	+.1
Compomanesia spp. (Myrtaceae)	+.2	*Eugenia* spp. (Myrtaceae)	+.1
Jacaranda puberula (Bignoniaceae)	+.1	*Rubus* spp. (Rosaceae)	+.1
Solanum sancta-catharina (Solonaceae)	+.1	Gramineae	+.2
Polystichum spp. (Pteridophyta)	+.2	Melastomataceae	+.1
Blechnum spp. (Pteridophyta)	+.1		
Ilex paraguaiensis	+.1		
Rosaceae	+.1		
Compositae	+.1		
Myrcinaceae	+.1		
Cletraceae	+.1		
Rubiaceae	+.1		
Celastraceae	+.1		
Myrtaceae	+.1		
Flacourtiaceae	+.1		
		Pflanzen z.T. abgetötet, z.T. mit Wiederausschlag	
		Podocarpus lambertii (Podocarpaceae)	+.1
		Leandra spp. (Melastomataceae)	+.2
		Allophylus edulis (Sapindaceae)	+.1
		Solanum spp. (Solanaceae)	+.1
		Piptocarpha spp. (Compositae)	+.1

Artmächtigkeit:+ = spärlich oder sehr spärlich vorhanden, Deckungswert gering
Häufungsweise:1 = einzeln, 2 = gruppenweise wachsend

3.5.4 Weitergehende Überlegungen zum Einsatz des kontrollierten Feuers in den "man-made forests"

Die hier als Fallbeispiele aufgeführten Untersuchungen aus Südbrasilien zeigen einige methodische Ansätze zur Klärung der ökologischen Rolle des Feuers in den Plantagenwäldern der niederen Breiten. Derartige Untersuchungen sind aus dem sozio-ökologischen Kontext tropischer feuerbeeinflusster Waldgesellschaften und der Synökologie der nicht-autochthonen, zur Aufforstung kommenden Arten heraus als zwangsläufig anzusehen.

Unverständlich scheint es deswegen, wenn bis in die jüngste Zeit hinein Eucalyptusbestände als "Feuerschutzriegel" zwischen Kiefernplantagen aufgebaut wurden, womit das Phänomen der Feuerabhängigkeit dieser Gattung einerseits und die extrem hohe Feuergefährdung andererseits nicht zur Kenntnis genommen wurde (Goldammer 1983; Anonymus 1905b). Gleiches gilt für die Reinbestandswirtschaft einer Reihe von autochthonen Arten, wie etwa Teak und Sal.

Das kontrollierte Feuer bietet als "biotechnische Methode" der Sicherung der Plantagenwirtschaft eine große Bandbreite von Einsatz- und Ersatzmöglichkeiten. Die Bekämpfung von Schaderregern mit Feuer, die einen Teil ihres Lebenszyklus in der Streu verbringen, ist eine der potentiellen modernen Methoden des Integrierten Waldschutzes, auch wenn diese Idee nur als ein Aufleben alter Praktiken unter neuen ökologischen Vorzeichen zu bewerten wäre. Ein derartiges Verfahren wurde für die Bekämpfung des Kiefernprozessionsspinners (*Thaumetopoea pityocampa*) in den Kiefernaufforstungen (*Pinus radiata*) Nordafrikas vorgeschlagen, der seine Diapause in der Streu verbringt und aus den Beständen großflächig herausgebrannt werden könnte (Goldammer 1981).

Ein weiteres Augenmerk ist auf den Wasserhaushalt der Kiefernaufforstungen zu richten. Der Dichtschluß der Kiefernbestände bis zur zweiten und dritten Durchforstung bringt bereits eine hohe Kroneninterzeption der Niederschläge mit sich. In einem 15-jährigen Kiefernbestand (*P.elliottii*) in Paraná wurde eine Interzeptionsrate von 47,5 % des Freilandniederschlages festgestellt (Herr 1982), die damit erheblich höher als in nord- und mitteleuropäischen Kiefernreinbeständen ist (Mitscherlich 1971; Swank *et al*. 1972). Je nach Stärke der Streuauflagen gelangt vom restlichen Niederschlagswasser nur wenig in den Mineralboden. In einem 16-jährigen *P.elliottii*-Bestand wurde innerhalb der 12 cm starken Streuauflage der größte Teil des Restniederschlages durch die AL-Schicht (5 cm) und die A_F-Schicht (4 cm) zurückgehalten; der Feuchtegehalt der A_F-Schicht stieg nur unbedeutend an (Goldammer 1983). Es ist davon auszugehen, dass ein Großteil dieses Restniederschlages aus der Streuschicht verdunstet. Für die großflächigen Kiefernplantagen auf Standorten begrenzten Niederschlags- und/oder Bodenwasseraufkommens kann diese Interzeption durch die Streu möglicherweise zu einem wachstumsbegrenzenden und gleichzeitig zu einem Stress-Faktor werden. Hierzu sind noch genauere Untersuchungen notwendig.

3.5.5 Zusammenfassung

In den industriellen Plantagen und anderen Aufforstungen in den Tropen und Subtropen spielen aufgrund ihrer Anpassungsfähigkeit und der Wuchsleistung die Gattungen *Pinus* spp. und *Eucalyptus* spp. eine bedeutende ökologische und ökonomische Rolle. Beide Gattungen haben sich in ihrem natürlichen Verbreitungsgebiet als besonders angepasst an eine Feuerumwelt erwiesen. Dort werden stabile natürliche Reinbestände, sowohl gleichaltrig als auch ungleichaltrig, weitestgehend aufgrund des regelmäßigen Feuereinflusses gebildet.

Der Anbau einiger weniger Vertreter dieser Gattungen außerhalb des natürlichen Verbreitungsgebietes ist nicht nur aufgrund der besonderen Schnellwüchsigkeit problematisch (zeitliches Ungleichgewicht zwischen Streu- und Totholzanfall und biologischem Abbau), sondern auch aufgrund der Bewirtschaftung dieser Aufforstungen unter dem Waldschutzkonzept des Feuerausschlusses. Dadurch sind diese Aufforstungen extrem vollfeuergefährdet. Die Überprüfung des Einsatzes von kontrolliertem Feuer zur Verringerung der Vollfeuergefährdung in den Exotenaufforstungen mit *Pinus* spp. zeigt, dass geeignete

und sichere Brenntechniken zur Verfügung stehen, mit Hilfe derer das leicht entzündliche Brennmaterial herausgebrannt werden kann, ohne die Bäume physiologisch, technisch und qualitativ zu schädigen. Durch die Belassung eines Teiles der Streuschicht wird der Impakt des Feuers auf das Ökosystem Kiefernplantage weitestgehend minimiert. Die Erfahrungspotential aus dem Feuer-Management der Exotenaufforstungen kann in die Bewirtschaftungskonzepte anderer Feuerklimaxwälder eingebracht werden.

3.6 Feuer in montanen Waldökosystemen der angrenzenden außertropischen Regionen

Die Überlegungen zur Anfügung eines Kapitels über die Feuerökologie von außertropischen oder -subtropischen Waldgesellschaften im vorliegenden Kontext wurden bereits in Abschnitt 2 angedeutet. Die sozio-ökologischen Randbedingungen der Waldentwicklung im tropischen Asien setzen sich in den montanen Hochlagen der Himalayas ebenso fort, wie im nördlichen China, dem einzigen ostasiatischen Land, das sämtliche Waldbiome zwischen dem tropischen Tieflandregenwald und den borealen Nadelwäldern auf Permafrostböden umfaßt. Die Praktiken der Landnutzung, in denen die Anwendung des Feuers eine wesentliche Rolle spielt oder in denen Feuer als Rand- bzw. Folgeerscheinung auftritt, sind trotz verschiedenartiger vegetationsgeographischer Verhältnisse ähnlich wie die in den Tropen.

Zweierlei Gründe sind hierfür maßgebend. Zum Einen unterliegt in den "Entwicklungs-ländern" die Erschließung bislang weitestgehend unbesiedelter und "unbelasteter" Naturwaldgebiete für land- und forstwirtschaftliche Zwecke den gleichen Methoden und Mechanismen. Diese sind unabhängig davon, ob es sich um neu aufgebrochenen Tiefland-Regenwald, die bislang unzugänglichen Hochgebirgslagen oder um die bis in jüngere Zeit siedlungsfeindlichen kontinental-borealen/subpolaren Waldlandschaften handelt. Die Walderschließung ist stets mit Brandrodung und dadurch mit Feuerselektion verbunden.

Der andere Grund liegt heute insbesondere in der Herkunft der Menschen, die die bislang wenig zugänglichen Hochgebirgs- und borealen Waldgebiete besiedeln. In den Himalayas, vor allem im nördlichen Indien, Nepal, Bhutan und Burma, aber auch in China, ist die Besiedelung der Hochgebirgslagen eine Folgeerscheinung der Überbevölkerung der tropisch-subtropischen Tiefländer. Die Siedler rekrutieren sich aus dieser Umwelt, in der die Anwendung von Feuer in der Landbewirtschaftung zum "Alltag" gehört und in den neuen Lebensraum mitgebracht wird.

Die verfügbaren Informationen über Feuerregime und die Feuerökologie dieser abgelegenen Waldlandschaften sind nicht sehr umfassend. In den folgenden Abschnitten soll dennoch versucht werden, ein Bild der Feuerökologie der Hochlagenwälder der Himalayas und der montan-borealen Nadelwälder Nordost-Chinas zu zeichnen. Während im außertropischen Afrika keine vergleichbaren Waldstandorte zu finden sind, sind die andino-patagonischen Waldgesellschaften Südargentiniens das Äquivalent im außertropischen Südamerika, deren Feuerökologie abschließend besprochen wird.

3.6.1 Die Hochlagenwälder der Himalayas

Das Himalayagebirge bietet aufgrund seiner starken eigenen Reliefwirkung ein sehr komplexes klimatisches und pflanzengeographisches Bild, das von Schweinfurth (1957) ausführlich beschrieben ist. Die klimatisch wirksame Randschwelle im zentralen, breiten Teil des Gebirges trennt den vom tropischen Monsunklima beeinflußten "äußeren Himalaya" vom kontinentalen, mäßig feuchten "inneren Himalaya". Weiter nördlich schließt sich der trockene und waldfreie tibetische Teil des Himalaya an.

Die südliche Abdachung des äußeren Himalayakomplexes stellt einen interessanten sozio-ökologischen Gradienten dar, entlang dessen der Einfluss des tropisch/subtropischen Monsunklimas, des Menschen und des Feuers in die Hochlagen einwandert. Der Einfluß anthropogener Feuer ist dabei in den Tieflagen erheblich stärker ausgeprägt und nimmt mit zunehmender Höhe ab.

In den Tieflagen wird das Bild wesentlich durch die laubabwerfenden (winterkahlen) Sal-Wälder bestimmt, in denen die dominierende Baumart *Shorea robusta* durch die jährlich auftretenden Feuer gegenüber anderen Arten besonders begünstigt wird. Diese Waldgesellschaften reichen in der "Vorbergzone" Indiens, Nepals und Bhutans bis auf 1000 m ü. NN, die trockeneren Varianten des Sal-Waldes bis auf ca.1500 m ü.NN.

Abgelöst werden die Sal-Wälder durch den Gürtel der immergrünen, submontanen Eichen-Kiefernwälder, in denen sich die Kiefern (*Pinus roxburghii*) aufgrund des regelmäßigen Feuereinflusses gegenüber den Laubholzarten (*Quercus* spp., *Castanopsis* spp.) zunehmend durchsetzen (Abschn.3.4). In Abschnitt

3.4.2 wurde bereits dargestellt, daß die Kiefern bis zu einer Höhe von ca.1800 m ü. NN eine besonders feuerharte Borke aufweisen, deren Stärke ab dieser Höhe graduell abnimmt.

Oberhalb der Kiefern-Feuerklimax werden die waldbildenden Arten zunehmend feuerempfindlicher. Zwischen 2000 und 3000 m ü.NN ist *Quercus semecarpifolia* eine charakteristische Art, die auf trockenen, degradierten oder auch feuerbeeinflußten Standorten von *Pinus griffithii* McClelland (synonym u.a. *P.excelsa* Wall. und *P.wallichiana* A.B.Jacks [Critchfield und Little 1966]) abgelöst wird. Diese Kiefernart ist offensichtlich feuerempfindlicher als *P.roxburghii* (s.a. Hearle 1887). Dennoch kommt ihr wohl eine vergleichbare Rolle als Sekundärbaumart und Spezialist für gestörte Standorte zu (Deogan 1931; Sargent 1985). Offensichtlich erheblich widerstandsfähiger gegen Feuer ist *Cedrus deodora*, die ebenfalls in dieser Höhenlage vorkommt (1800-3000 m). Das Holz dieser Zeder ist sehr dauerhaft und spielt für die Forstwirtschaft in den Gebirgswäldern eine besonders große Rolle. Die Naturverjüngung von *C.deodora*, die waldbaulich durch Entfernung konkurrierender Tannen und Kiefern freigestellt wird, ist sehr feuerempfindlich (Brandis 1879; 1881, in Hesmer 1975). Im höheren Alter weist sie aber neben der Bildung einer besonders starken Borke auch eine kompaktere Streuschicht und einen weniger brennbaren Unterstand auf und wurde deswegen gelegentlich als brandhemmende Baumart für die Anlage von Brandschutzstreifen empfohlen (Pring und Bakshsh 1940) und bei der Wiederaufforstung verbrannter Bergwaldflächen benutzt (Chandra 1931). Innerhalb dieses gemäßigt-trockenen Koniferengürtels sind Feuer häufig, die dann auch auf die sich darüber anschließenden Tannenwälder übergreifen. Im indischen Himalaja wurden 1921 als Folgen von Unruhen im Punjab besonders ausgedehnte Brände verzeichnet. Alleine im Bashahr verbrannten 1921-22 etwa 28.000 ha dieser Koniferenwälder (Pring und Bakhsh 1940).

Oberhalb von ca. 3000 m ü.NN setzt sich der Feuereinfluß in den Koniferenwälder der Hochlagen fort, in denen beispielsweise in Nepal *Abies spectabilis, Abies pindrow, Tsuga dumosa* und *Juniperus wallichiana* charakteristische bestandesbildende Elemente sind und ein Feuer-Mosaik bilden können (Goldammer 1986e). Schmidt-Vogt (1990) führt als einen der wichtigen Gründe für die unkontrollierten Waldbrände in den Hochgebirgswäldern von Nepal die Brandbewirtschaftung von Bambus (*Arundinaria* spp.) an. Die dort vorkommende und wirtschaftlich wichtigste Art ist *Arundinaria maling*, ein Bambus, der unterständig und auf ehemaligen Brandflächen auftritt und als Futter und Flechtmaterial Verwendung findet. Das Brennen von Bambus dient der Stimulation seiner Verjüngung und der Eliminierung nicht verwertbarer, alter Sprosse. Diese Feuer werden vor allem in der späten Monsun-Trockenzeit (Februar-April) gelegt.

Eine interessante Rolle in der feuerinduzierten Waldentwicklung spielen *Rhododendron* spp., die in den Himalajas feuerangepasste Arten aufweisen (Champion 1919). Beispielsweise bildet *Rhododendron arboreum* W.W.Smith in den gemäßigten Waldgesellschaften Nord-Burmas zusammen mit *Pinus kesiya* eine Feuerklimax (FAO 1983a; Goldammer 1986b). In den Hochlagenwäldern Nepals vermutet Schmidt-Vogt (1990) die Rolle des Feuers eher im "Aufbrechen" von Rhododendron-Reinbeständen, die sich nach der Entfernung oberständiger *Abies spectabilis* (durch natürlichen Abgang oder Fällung) aus dem Unterstand heraus entwickeln. Die Ursache für die Bildung dieser Reinbestände wird in der Blattstreu von Rhododendron gesehen, die eine dichte Bodenauflage bildet und die Keimung und Verjüngung von *A.spectabilis* verhindert. Erst ein Bodenfeuer kann die Überführung in einen Mischwald wieder einleiten.

In der subalpinen Zone, zwischen den gemäßigten Nadelmischwäldern und der Baumgrenze, unterliegen die bestandesbildenden Baumarten wie *Abies densa, Picea spinulosa, Juniperus* spp. und *Betula utilis* einem vielfachen physiologischen Stress aufgrund von Kälte und Trocknis (Sargent 1985). Diese Wälder sind daher besonders anfällig gegenüber außer Kontrolle geratener Rodungs- und Weidefeuer, die in zunehmendem Maße in diese Hochlagen eingebracht werden.

Genaue Informationen über das Ausmaß unkontrollierter oder natürlicher Waldbrände in den Hochlagen des Himalayagebirges sind nicht vorhanden. Großflächige Feuer können durchaus auftreten. Anfang der 70er Jahre wurde von einem derartigen Waldbrand berichtet, der in Tibet ausbrach und auf nepalesisches Hoheitsgebiet bei Maming übersprang und dort erhebliche Schäden anrichtete (Goldammer 1986e). Aus Bhutan liegen Waldbrandstatistiken für den Zeitraum 1981-85 vor, in dem insgesamt 29.516 ha Hochlagenwald verbrannten (Chhetri 1986).

Eine weitere mögliche Gefährdung der Hochlagenwälder durch Feuer bringt die ungeordnete Waldnutzung mit sich. Missachtung der "sauberen Waldwirtschaft" hat beispielsweise in Bhutan zu einer erheblichen Massenvermehrung von Borkenkäfern nicht nur im *Pinus roxburghii*-Gürtel geführt (*Ips longifolia* Stebb.), sondern auch in den Höhenlagen West-Bhutans bis zu 3500 m ü.NN. Dort wurde in den letzten Jahren eine Massenvermehrung von *Ips schmutzenhoferi* Holzschuh an *Picea spinulosa, Pinus wallichiana* und *Larix griffithiana* beobachtet (Schmutzenhofer 1988). Es ist damit zu rechnen, daß der hohe Schadholzanfall zu einer erhöhten Gefährdung der Bestände durch Wildfeuer führt.

Die Feuerökologie des äußeren und inneren Himalajagebirges ist Gegenstand von derzeit geplanten Forschungsvorhaben, die im Wesentlichen in Bhutan und Tibet durchgeführt werden sollen. Hiervon wird eine bessere Kenntnis über diesen für die Erhaltung der Hochlagenwälder bedeutsamen ökologischen Faktor erwartet.

3.6.2 Montan-borealer Nadelwald in Nordost-China

Die Verbreitung der montan-borealen Nadelwaldformationen in China erstreckt sich zwischen der nordöstlichen Provinz Heilongjiang, nördlich begrenzt durch die Lärchenwälder entlang der sino-sibirischen Grenze am Heilong-Fluß (Amur), den Fichten-Tannenwäldern von Sinkiang und Szechuan, den Lärchenwäldern Ost-Tibets und den tropischen Hochgebirgswäldern in Kwangsi und Taiwan (Wang 1961; FAO 1982c). Nähere Kenntnisse über natürliche oder anthropogene Feuerregime sind bislang nur aus Nordost-China bekannt (Goldammer und Di 1990), auf die sich die folgenden Ausführungen beziehen.

In der nordostchinesischen Provinz Heilongjiang ist der montan-boreale Nadelwald des Daxinganling-Gebirges (etwa zwischen 52-53°N und 122-124°O) auf podsolierten Böden und in Höhenlagen bis ca.500 m ü. NN anzutreffen. Bei einem Jahresniederschlag von 350-500 mm, der zu etwa 70% zwischen Mai und August fällt, sind insbesondere die Monate März-Mai und September-Oktober sehr trocken und versetzen die Waldvegetation in einen besonders leicht brennbaren Zustand.

Die Zusammensetzung der nordöstlichen Nadelwälder in Daxinganling wird im Wesentlichen durch Lärche (*Larix gmelinii* Rupr., in den Sumpfwäldern *L.gmelinii* var. *olgensis*), Kiefer (*Pinus silvestris* var.*mongolica*) und die Pionierbaumarten *Betula platyphylla* Suk. und *Populus davidiana* bestimmt. Weniger stark vertreten sind Fichtenarten (*Picea jezoensis* [Sieb et Zucc.] Carr., *Picea abies* var.*obovata* [Ledeb.] Fellm. und *Picea koraiensis* Nakai). Die Begleitflora dieser Waldgesellschaften besteht vorwiegend aus paläoarktischen und circumpolaren Arten (detailliert in Chen 1987).

3.6.2.1 Waldbrände und Waldbrandursachen in jüngerer Zeit

Während der trockenen Monate Mai-Juni 1987 breitete sich im nordöstlichen Daxinganling-Gebirge ein Großfeuer auf einer mehr oder weniger zusammenhängenden Fläche von $1{,}2 \times 10^6$ ha aus, von der ca. $1{,}14 \times 10^6$ ha Waldbestände betroffen und davon $0{,}87 \times 10^6$ ha stark geschädigt waren. Dieses Feuer hatte teilweise eine extrem hohe Intensität und Ausbreitungsgeschwindigkeit (100 km in 5 Stunden bzw. eine Brandfläche von 400.000 ha innerhalb von 32 Stunden am 7./8.5.1987) und führte u.a. zum Verlust von über 200 Menschenleben, Obdach von 56.000 Menschen, 850.000 m^3 aufgearbeiteten, gelagerten Holzes und erheblichen Umfanges infrastruktureller Einrichtungen (Brücken, Eisenbahntrassen, Strom- und Telefonverbindungen etc.; s.a. Zheng *et al*. [1988], Di und Ju [1990]).

Diese eindrucksvoll wirkende Größenordnung der Feuerschäden war Anlass für die Presse und die Öffentlichkeit, das Feuer, das in diesem Fall durch menschliche Nachlässigkeit entstanden war, als eine "Katastrophe nie da gewesenen Ausmaßes" einzuschätzen (siehe vor allem Salisbury 1989). Die Auswertung von Waldbranddaten der Waldbrandstation Jiagedaqui seit Beginn der Waldexploitation um

1964 zeigte aber, dass Feuer in diesen Waldbiomen kein ungewöhnliches Ereignis sind. Im Bezugsgebiet des Daxinganling-Gebirges der Provinz Heilongjiang, das zu 62% bewaldet ist ($5{,}26 \times 10^6$ ha Waldfläche), wurden zwischen 1966 und 1987 etwa $5{,}6 \times 10^6$ ha Landfläche überbrannt, davon $3{,}1 \times 10^6$ ha Wald und der Rest Busch- und Grasland; diese Größengabe beinhaltet die wiederholt überbrannten Flächen. Im Bezugsgebiet wurden 1966 etwa 10,4% der Waldfläche von Feuer betroffen, 1987 insgesamt 17,4%.

Seit der verstärkten Exploitation des Daxinganling-Gebirges durch Forstwirtschaft, aber auch durch Exploration von Gold- und anderen Mineralien, spielt der Mensch bei den Ursachen für die Waldbrände eine zunehmende Rolle. Dennoch ist in diesem klimatisch kontinental geprägten Gebirge der Anteil von Blitzschlagfeuern auch heute noch ungewöhnlich hoch. In der Periode 1966-86 waren mehr als ein Drittel aller geklärten Waldbrandursachen auf Blitzschlag zurückzuführen, 1987 waren es 63%.

Ein Blick über die Grenze nach Sibirien zeigt, daß 1987 nördlich des Amur und östlich des Baikal-Sees schätzungsweise auch etwa $1{,}5 \times 10^6$ ha Wald verbrannten. Popov (1982) berichtet über häufige Blitzschlagfeuer in der südlichen Taiga Zentral-Sibiriens. Es ist anzunehmen, dass Blitzschlag als Brandursache bei den größten Flächenfeuern dieses Jahrhunderts, die im extrem trockenen sibirischen Sommer von 1915 innerhalb einer Landfläche von etwa 181×10^6 ha insgesamt etwa 14×10^6 ha Wald verbrannten, ebenfalls eine Rolle spielte (Shostakovich 1925)[1].

Diese Information über das Auftreten natürlicher Feuer impliziert Überlegungen, inwieweit es sich bei den montan-borealen Nadelwäldern um natürliche Feuerökosysteme handelt, deren Ursprung lange vor die erste Besiedelung dieses Raumes durch den Menschen, dessen eingebrachte Feuer, aber auch dessen Bemühen um eine Bekämpfung der Waldbrände zurückreicht.

3.6.2.2 Natürliche Feuer-Regime in Daxinganling

Bei den Untersuchungen von Goldammer und Di (1990) stellte sich heraus, daß das in hohem Maß diversifizierte Waldmosaik im montan-borealen Nadelwald nicht nur abhängig von den im borealen Waldklima sehr begrenzenden kleinstandörtlichen Faktoren ist (z.B. Exposition, Gründigkeit des Bodens, Höhe, Mesoklima), sondern auch von verschiedenen Feuer-Regimen. Diese wiederum stehen in engem Bezug zu den kleinstandörtlichen Faktoren und ergänzen bzw. verstärken einander.

Von den sehr unterschiedlichen Feuerregimen und Funktionen des Feuers in der Waldtypen- und Waldmosaikentwicklung (Tab.16 und Abb.32) werden nachfolgend die wichtigsten Mechanismen zusammengefasst.

Lärchen-Kiefern-Wälder im Flachland

In den breiten Flußauen und anderen Talniederungen, die nicht durch Staunässe und Sumpfbildung gekennzeichnet sind (s.u.), sind Mischwälder mit Lärche (*L.gmelinii*) und Kiefern (*P.silvestris*) anzutreffen, in denen aus Stockausschlag aufwachsende Birke unterständig vorkommt.

Der Beginn der Entwicklung dieser Bestände erfolgt nach einem bestandesumwandelnden Feuer durch Aufwachsen von Lärche und Kiefer unter dem Schirm der Pioniere wie *Betula platyphylla* und *Populus davidiana*). Nach einer Periode des Feuerausschlusses von mehreren Jahren etablieren sich die Koniferen und wachsen in den Oberstand ein, in dem sich die Pionierarten zunächst halten. Die ersten Bodenfeuer, die in kurzen und mittleren Intervallen auftreten, brennen die oberirdisch feuerempfindlichen

[1] Neuere statistische Informationen über den Umfang von Waldbränden in den borealen Waldökosystemen (***Taiga***) des östlichen Eurasien sind in den ECE/FAO International Forest Fire News Nr.6 und 7 (Januar/Juli 1992) zusammengefaßt.

Birken zurück. Die gegenüber Bodenfeuern unempfindlichen Koniferen bleiben vom Feuer weitgehend unberührt.

In den verbliebenen offenen, lichtreichen Beständen schlagen die Birken wieder aus. Die Stockausschläge, in einigen Fällen wurden bis zu 170 Ausschläge pro Stock gezählt, wachsen so lange in den Oberstand hinein, bis sie vom nächsten Bodenfeuer wieder zurückgebrannt werden. Die Bodenfeuer finden ihre Nahrung insbesondere in der Grasschicht (z.B. *Calamagrostis* spp.). Die Fähigkeit des Stockausschlages der Birken bleibt lange erhalten, so daß sich der Unterstand in Abhängigkeit von der Feuerfrequenz pulsierend weiter- und zurückentwickelt. Der Oberstand aus Lärche und Kiefer bleibt bis zum nächsten Vollfeuer hoher Intensität erhalten, das nach längerem Feuerausschluss, extremer Trocknis und auch Überalterung und Befall von Schädlingen auftreten kann.

Lärchen-Kiefern-Wälder an Nordhängen

Der Mechanismus des periodischen Zurückdrängens der Birken nach Feuer ist auf den Nordhanglagen ähnlich. Hier finden sich feucht-kalte mikroklimatische Bedingungen, die die Intensität hangaufwärts laufender Feuer begrenzen und das Überleben der Koniferen sichern. Die Feuerintervalle für Bodenfeuer liegen hier bei etwa 30-50 Jahren, nach Feuerausschluss über längere Zeiträume bedingt die Akkumulation von Brennmaterial ein bestandesumwandelndes Feuer hoher Intensität.

Kiefernreinbestände auf Südhängen

Der Übergang von Nord- auf Südhänge bringt eine abrupte Baumartenänderung mit sich, die nicht nur durch das trockenere und die Kiefern favorisierende Mikroklima erklärt werden kann. Die Jahrringanalyse von Kiefernreinbeständen (*P.silvestris*) ergab kurze Feuerintervalle, die zwischen 6 und 54 Jahren liegen können (Abb.33). Diese kurzen Rückkehrintervalle lassen sich durch die größere Sonneneinstrahlung und schnellere Austrocknung der Südhanglagen erklären, die die Ausbreitung der Bodenfeuer erheblich erleichtern. Die häufige Entblößung des Mineralbodens durch Feuer bedingt wiederum das raschere Austrocknen des Standortes. Die Lärchen sind bei diesem multiplen Umweltstress nicht mehr überlebens- und konkurrenzfähig.

Tab.16. Feuerregime und ökologischer Impakt der Feuer in verschiedenen feuerinduzierten Bestandestypen (Feuer-Mosaik) des montan-borealen Nadelwaldes von Daxinganling, Heilongjiang, Volksrepublik China (nach Goldammer und Di [1990], verändert)

Waldtyp	Feuerregime	Brennbarkeit, Brennmaterial	Feuer-Impakt
Offene Lärchen-Kiefern-Bestände mit Birke in flachen, gut drainierten Niederungen	Feuerintervall 1-50 Jahre. Feuerintensität gering bis mittel; hohe Intensität bei bestandesumwandelnden Feuern	Schnell austrocknende Gras- und Krautschicht. Geringe/mittlere Akkumulation von Brennmaterial je nach Feuerintervall	Förderung von Lärche und Kiefer, periodisches (pulsierendes) Zurückbrennen von Birke
Lärchen-Kiefern-Bestände auf Nordhängen	Feuerintervall 30-50 Jahre. Mittlere Feuerintensität, auch bestandesumwandelnde Feuer hoher Intensität	Mittlere Akkumulation von Gras- und Krautschicht und Unterstand. Feuchteres Mikroklima als auf Südhängen	Förderung von Lärche (und Kiefer), periodische (pulsierende) Zurücksetzung von Birke
Kiefernreinbestände auf Südhängen	Feuerintervall 5-50 Jahre. Feuerintensität mittel bis hoch (hangaufwärts laufende Feuer hoher Intensität: bestandesumwandelnd)	Schnell austrocknende Gras- und Streuschicht. Geringe Akkumulation von Brennmaterial	Bildung von feuerangepaßten offenen Kiefern-Reinbeständen. Verdrängung von Lärche und Birke
Birkenreinbestände (mit Pappeln) auf Hanglagen und in Niederungen	Feuerintervall 5-50 Jahre. Mittlere Feuerintensität	Schnell austrocknende Gras- und Krautschicht mit unterständiger Lärche und Kiefer	Periodische Eliminierung von Birken und unterständigen/mitherrschenden Koniferen. Vitaler Aufwuchs von Birke aus Stockausschlag, langfristige Festlegung von Birken-/Pappeln-Reinbeständen
Lärchen-Sumpfwälder mit Fichtenrefugium in schlecht drainierten Niede-rungen	Feuerintervalle 100-500+ Jahre. Bestandesumwandelnde Feuer hoher Intensität; auch oberflächliche Gras-/Streufeuer geringer Intensität	Rohhumus-Auflagen (Sphagnum), die bei länger anhaltender, extremer Trocknis zunehmend tief austrocknen. Bei völliger Austrocknung lang brennende Rohhumusfeuer	Umwandlung des gesamten Bestandes, nachfolgend Regeneration von Lärche. Fichte wird weitgehend zurückgedrängt. Bei leichtem Bodenfeuer keine Änderungen im Bestandesgefüge
Waldfreie Habitate an Hanglagen	Feuerintervall 5-500 Jahre. Geringe Feuerintensität	Kurzrasen mit sehr geringer Akkumulation von Brennmaterial. Von außen heranlaufende Feuer tendieren dazu, an der Bestandesgrenze zu erlöschen	Bildung von Refugien für artenreiche Krautflora und einzelne Fichten

Birkenreinbestände

Reine Birkenbestände oder Birken-Erlen-Bestände werden in den verschiedensten Größen inmitten von Lärchen-(Kiefern-)Beständen gefunden, ohne daß standörtliche Unterschiede feststellbar sind. Diese Reinbestände von Pionierholzarten sind das Ergebnis langfristigen Feuereinflusses. Ausgehend von einem bestandesumwandelnden Feuer wird die Pionierphase durch Samenverjüngung eingeleitet. Tritt nach einem solchen Feuer hoher Intensität bereits nach wenigen Jahren ein weiteres Feuer auf, dann haben sich die Wurzelstöcke der Birken weitgehend etabliert und schlagen nach dem Feuer wieder aus. Die Koniferenverjüngung, wenn überhaupt bereits vorhanden, wird zurückgebrannt. Ein nächstes, kurz darauf folgendes Feuer wiederholt und verstärkt diesen Effekt, so dass die oberständigen Birken die Etablierung der Koniferen von Feuer zu Feuer schwieriger gestalten.

Im Gemengelage mit erwachsenen Lärchen-(Kiefern-)Beständen bilden sich Birkenreinbestände vergleichbarer Oberhöhe. Die Abgrenzung der Koniferenreinbestände (mit periodisch zurückgebranntem Birken-Unterstand) ist sehr scharf und vor allem dauerhaft, d.h. dass diese Grenzen durch eine Vielzahl von Kurzintervall-Feuern und auch stärkere Wildfeuer nicht verwischt werden. Erst eine lange Periode des Feuerausschlusses und des Zusammenbruchs der Birkenreinbestände durch Überalterung ermöglicht die erfolgreiche Etablierung von Koniferensukzession.

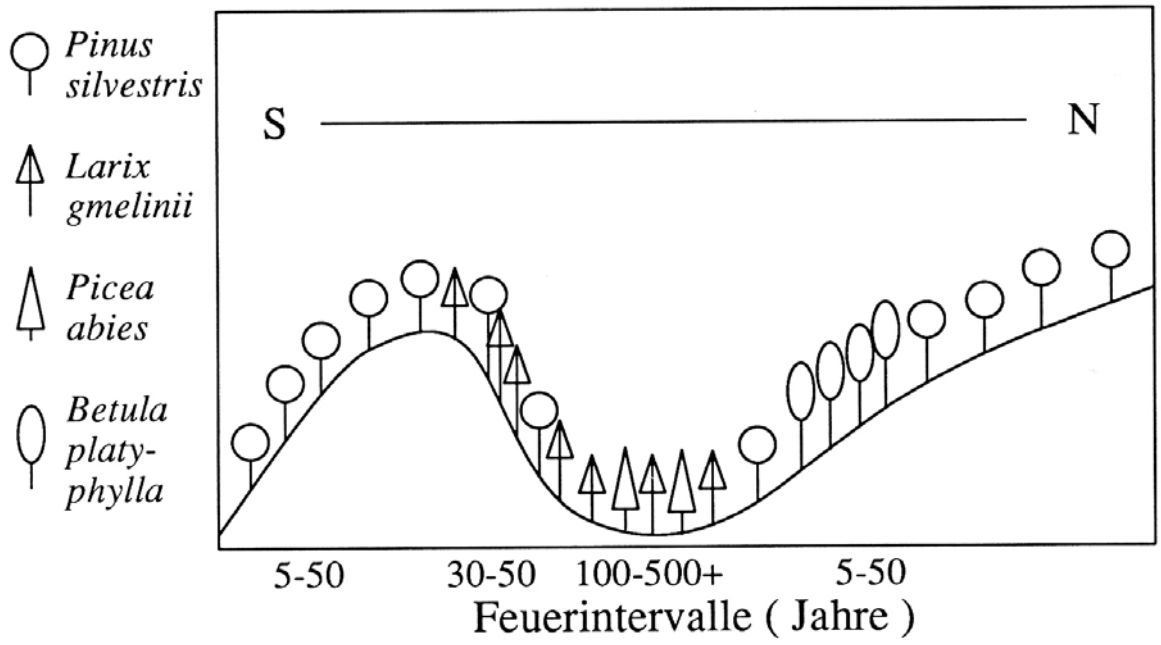


Abb.32. Generalisiertes Schema der feuerbedingten Waldtypen und der natürlichen Feuerintervalle im montan-borealen Nadelwald des nördlichen Daxinganling-Gebirges, Provinz Heilongjiang (Volksrepublik China). Nähere Erläuterungen im Text (aus Goldammer und Di 1990).

Abb.33a-b. Ansicht einer Südhanglage mit feuerinduziertem Kiefernreinbestand im montan-borealen Nadelwald Nordchinas (a). Die Feuerintervalle in den leicht austrocknenden Südhängen betragen wenige Jahre: Die am gleichen Standort im Freiland ausgewertete Stammscheibe (b) zeigte Feuer in Abständen von 6 bis 54 Jahren (durchschnittlich alle 25 Jahre) (Fotos: Goldammer).

Lärchen-Sumpfwälder mit Fichtenrefugien

In den schlecht drainierten Tälern bilden sich starke Lärchenbestände auf Rohhumusauflagen (Sümpfe), die selbst in extrem trockenen Jahren schwer bzw. nur oberflächlich austrocknen. Die Beobachtungen der Feuerauswirkungen von 1987 zeigen, dass die Wildfeuer selbst unter derartig extremen Bedingungen nur bis zum Rand dieser feuchten Sumpfwälder vordringen und dort von selbst erlöschen. Es bilden sich dabei gelegentlich auch Gradienten der feuerabhängigen Entwicklung der Bodenvegetation zwischen den nur um wenige Meter höher gelegenen, regelmäßig durchbrannten Wäldern bis hin zu den extrem feuchten Sumpfniederungen. Die Rohhumusauflagen in diesen Sumpfniederungen trocknen nur nach extrem langer Sommertrocknis aus und können dann durch Blitzschlag entzündet werden. Derartige Rohhumusfeuer treten in Abständen von mehreren Jahrhunderten auf. Die radiometrische Analyse von Brandspuren im Daxinganling-Gebirge bestätigt dies. Die Abfolge der letzten Brände in einem Rohhumusprofil in einem Lärchenbestand bei Pangu ergaben ^{14}C-Alter von 830±70 und 1200±250 Jahre vor Heute (HAM 2821-22), und in einem vergleichbaren Lärchenbestand in Zhao Man Forest Farm die Altersabfolge von 430±60 und 900±80 Jahre vor Heute (HAM 2824-25).

Oberflächliches Überbrennen der Grasschicht ohne eine wesentliche Beeinträchtigung der Rohhumusauflage oder Beschädigung der Lärchen kann in diesen Sumpfwäldern allerdings vorkommen.

Diese Feuchthabitate besitzen ein weiteres ökologisches Merkmal, das ausschließlich aufgrund der starken Rohhumusauflagen, die Folge fehlenden oder nur oberflächlichen Feuereinflusses, bedingt ist: Die organischen Auflagen wirken selbst während der schneefreien und warmen Jahreszeit als Temperaturisolator und verhindern das Auftauen des Bodenfrostes ab etwa 0,5 m Tiefe. Die direkten Ursachen derartiger Permafrostbildung, die ebenfalls in vergleichbaren Habitaten Skandinaviens beobachtet wurde (Goldammer, unveröff.), sind demnach biotisch bedingt. Indirekt sind sie das Ergebnis fehlenden oder nur in langen Intervallen auftretenden Feuers und damit ein charakteristisches Merkmal dieses Feuerregimes. Das Alter der Permafrostbildung kann ebenfalls mit ^{14}C-Analyse rekonstruiert werden. So wurde bei den Freilandarbeiten bei Xilinji (Daxinganling) ein Lärchenstamm geborgen (Durchmesser 20 cm), der auf dem Permafrostboden und unterhalb einer Rohhumusauflage von 60 cm lag; die radiometrische Analyse ergab ein ^{14}C-Alter von 940±50 Jahren (HAM 2827), ein Alter, das einen groben Hinweis auf die Rückdatierung der letzten Störung des Standortes durch Feuer geben kann.

Die langen Rückkehrintervalle der Feuer erlauben eine Einnischung der feuerempfindlichen Fichten, die aus den übrigen, regelmäßig überbrannten montan-borealen Waldbiomen verdrängt wurden. Fichten der drei genannten Arten finden sich in Daxinganling daher fast nur in diesen feuchten Sumpfwäldern - mit Ausnahme der im Folgenden genannten Habitate.

Waldfreie Habitate

Waldfreie Habitate sind ein auffallendes Phänomen in den Hanglagen des Daxinganling-Mittelgebirges. Sie bilden ein auffälliges Landschaftsmosaik, das die feuerinduzierten, klein- und großflächigen Reinbestände ergänzt. Es handelt sich dabei um flachgründige Matten (Kurzrasen), die den periodisch auftretenden Feuern keine Nahrung geben oder nur Bodenfeuer extrem niedriger Ausbreitungsrate und -intensität ermöglichen. Diese Habitate sind keine Standorte für Wald, sondern höchstens Refugien für Einzelbäume, die sich dort weitgehend ungestört vom Feuereinfluss einnischen können. Neben den Sumpfwäldern sind dies die einzigen Rückzugshabitate der in Daxinganling vorkommenden Fichten, die vereinzelt "reliktisch" auf diesen Standorten vorkommen. Insbesondere wurde dieses Phänomen bei *Picea* spp. bei Pangu, Heilongjiang, beobachtet.

3.6.2.3 Weitere ökologische Implikationen

Das vorliegende Modell der Feuerökologie der montan-borealen Waldgesellschaften in Nordost-China ist vorläufiger Natur und wird derzeit präzisiert (Goldammer und Di, in Vorb.). Es lassen sich bislang aber

auch bereits weitergehende Überlegungen zur Entwicklung und Biogeographie der am feuerbeeinflussten Waldökosystem beteiligten Baumarten ableiten. Es ist auffällig, daß *Picea* spp. im Daxinganling, das einen Mittelgebirgscharakter hat, nur in den weitgehend feuerverschonten Refugien zu finden sind (Abb.34). Daß die Fichten in der Region überhaupt vorkommen, deutet auf ein potentiell geeignetes Ausbreitungsgebiet hin. Wenn die Ausbreitung dieser feuerempfindlichen Gattung also das Ergebnis der identifizierten Feuerregime ist, dann lassen sich die bisherigen Überlegungen zu ihrer Verbreitung, die das nördliche Daxinganling-Gebirge südlich des Amur weitgehend ausschließen (siehe Schmidt-Vogt 1977; Man'ko 1987), auch erklären. Dies ist, im vorgelegten Kontext, ein weiteres Beispiel der biogeographisch bedeutsamen Rolle des Feuers.

Abb.34. Neben den von Natur aus baumfreien Kleinstandorten und den Sumpfwäldern mit extrem langen natürlichen Feuerintervallen (mehrere Hundert Jahre) stellen Flussinseln die einzigen Rückzushabitate der feuerempfindlichen Fichten (*Picea* spp.) dar. Die Ansicht zeigt eine derartige Insel bei Tuquiang (Heilongjiang; Juli 1990), die von den heute häufiger vorkommenden Feuern und besonders auch vom letzten Großfeuer von 1987 verschont blieb (Foto: Goldammer).

3.6.2.4 Herausforderungen an die Forstwirtschaft

Die in Nordost-China noch junge Forstwirtschaft, deren Beginn erst etwa 25 Jahre zurückliegt, verfolgt die Erschließung und Nutzung eines bislang weitgehend naturbelassenen Waldgebietes mit den konventionellen forstwirtschaftlichen Methoden. Die Waldbrände von 1987 haben die Grenzen aufgezeigt. Die Feuer, die immerhin mehr als eine Million Hektar Wald verbrannten, entstanden durch Operationen der Forstwirtschaft und nicht durch eine natürliche Konstellation von Blitzschlag und Trocknis. Die Feuer breiteten sich großflächig in den kahlgeschlagenen und mit Lärchen aufgeforsteten Flächen aus. Dabei wurden die Aufforstungen mit den jungen, noch nicht "feuerharten" Lärchen weitgehend vernichtet, viele von ihnen zum wiederholten Mal; die oben aufgeführten Brandstatistiken zeigen das Phänomen der häufig wiederholt überbrannten Flächen auf.

Die katastrophalen Feuer waren darüber hinaus auch die Folge einer Feuerschutzkonzeption, die seit dem Beginn der forstwirtschaftlichen Nutzung der Region auch vorsah, jeden Waldbrand mit allen zur Verfügung stehenden Möglichkeiten zu löschen, unabhängig von der potentiell bedeutsamen ökologischen Rolle des einzelnen Brandes. Der Störungseingriff in natürliche Feuerregime führte zu einer Veränderung des großräumig ausgeglichenen Gefüges von Waldbeständen und ihrer Gefährdung durch Schadfeuer.

Die Großkahlschläge und nachfolgend aufgebauten gleichaltrigen Bestände laufen Gefahr, unter zunehmendem Feuerdruck als produktives Waldland verloren zu gehen. Es fehlen ihnen nämlich die Inseln oder Einzelbäume der feuerharten, alten Altersklassen, die quasi eine "Feuerversicherung" (***fire insurance trees***) darstellen (s.a. Westveld 1949; Vité 1957). In Daxinganling sind bereits heute große Flächen vergraster und jährlich überbrannter Talniederungen vorhanden, die noch vor wenigen Jahren produktive Waldstandorte waren und als solche jetzt verloren sind. Auch hier ist der Effekt der Invasion und Dominanz pyrophiler Gras-Lebensformen zu beobachten, der für die Savannisierung tropischer Waldformationen so typisch ist (Mueller-Dombois und Goldammer 1990).

Das natürliche, feuerinduzierte Waldmosaik in Daxinganling ist feiner und kleinflächiger strukturiert. Es ist daher insgesamt überlebensfähiger gegenüber Störungen. In Analogie zur erkannten Bedeutung hoher inter- und intraspezifischer Diversität für die Stabilität von Biozönosen im Sinne des Thienemann'schen "Biozönotischen Grundgesetzes" (s.a. Connell und Orias 1964; Van Miegroet 1979) bedeutet ein diverses Waldmosaik auch die Erhöhung der Stabilität einer Waldlandschaft. Ein diverses Waldmosaik erfordert eine Vielzahl kleinräumiger Störungen anstelle weniger großräumiger Störungen (siehe Abschn. 3.1.4).

Es drängt sich hierbei der Gedanke auf, den Prinzipien des Integrierten Feuer-Managements zu folgen. Danach sollte Feuer, gleichgültig ob natürlich entstanden (Brennenlassen von Blitzschlagfeuern) oder durch kontrolliertes Brennen eingebracht, in die Bewirtschaftung des Waldes integriert werden. Die Management-Feuer dienen dann zur gezielten Selektion von Arten, der Beeinflussung von Bestandesstruktur, Reduzierung des Vollfeuerpotentials oder der Herbeiführung von Naturverjüngung. Derartige Konzepte müssen erarbeitet und, was durchaus problematischer ist, auch umgesetzt werden.

3.6.3 Die andino-patagonischen *Nothofagus*-Wälder Südargentiniens

Die hier behandelten andino-patagonischen Wälder Südargentiniens erstrecken sich etwa von 37°S bis 55°S, auf Höhenlagen bis zu 1800 m ü.NN. Im Ost-West-Verlauf zeigt sich ein ausgeprägter Niederschlagsgradient: Während in den Strauchsteppen am östlichen Fuß der Anden-Kordillere der jährliche Niederschlag nur bis ca. 200-500 mm beträgt, so steigt er in den Baum-Gras-Steppen der Präkordillere auf 500-1200 mm an, um in der Hochkordillere bis über 4000 mm zu erreichen. Die Trockenzeit, und damit auch das Auftreten von Feuern, liegt zwischen Mitte November und Ende März.

Die andino-patagonischen Wälder sind im Wesentlichen durch Laubholzarten geprägt (*Nothofagus* spp.), der wichtigste Nadelholzvertreter im südargentinischen Untersuchungsgebiet ist *Austrocedrus chilensis*. Die folgenden Ausführungen zur Feuerökologie dieses Raumes sollen sich vor allem auf diese Arten

beziehen.[2]

3.6.3.1 Ursachen und Umfang der Waldbrände

Die andino-patagonische Waldlandschaft Argentiniens ist nachweislich seit einigen Jahrtausenden stark von Feuern beeinflusst; gleiches gilt für die Westabdachung der Anden, im heutigen Chile. Die Andenregion ist eine der wenigen Landschaften der Welt, in denen Vulkanismus als wichtige natürliche Feuerursachen angesehen werden können. Zwischen 37°S und 45°S liegen beispielsweise 24 Vulkane; die Eruptionen von neun Vulkanen zwischen 37°-40°S seit dem 16.Jahrhundert sind in Tabelle 17 zusammengefasst (Simkin 1981). Neben der vulkanischen Lava als Ursache für Vegetationsbrände (s. Abschn. 2.1.2) ist auch die mit den Vulkanaktivitäten verbundene tektonische Unruhe ein bestimmender Faktor in der Vegetationsentwicklung dieses Raumes. Erdbeben sind beispielsweise Auslöser von Hangrutschungen und Überflutungen und haben in der Vegetationsgeschichte dieses Raumes erheblichen Einfluß auf die Verjüngungsdynamik der *Nothofagus*-Wälder gehabt (Untersuchungen zur Störungsökologie der Vegetation dieses Raumes vgl. Veblen und Ashton [1978] und Heusser *et al.* [1988]). Die Auswirkungen von Vulkanausbrüchen manifestieren sich auch im Auswurf von Asche. Starke Auflagen von Glasasche im feuerländisch-patagonischen Raum weisen auf drei Höhepunkte postglazialer vulkanischer Tätigkeit hin, die von Auer (1933) auf die Zeit um ca.7000, 2300 und 1000 v.Chr. datiert wurden. Mit Hilfe der Datierung der Ascheschichten gelingt es auch, Spuren menschlicher Kultur, und damit auch des von Menschen verbreiteten Feuers, um etwa 10.000 Jahre vor Heute zu sichern (Menghin 1955; zur Diskussion um die Besiedlung des südlichen Südamerika s.a. Vitale 1990).

Es ist davon auszugehen, daß die weiter unten besprochenen Feuerdatierungen im Zeitraum der letzten Jahrtausende einen nicht mehr trennbaren Komplex natürlicher und anthropogener Feuerursachen darstellen. Hinzu treten die durch Blitzschlag hervorgerufenen Vegetationsbrände. Insbesondere in der Ostabdachung der Anden ist ein Ansteigen der Gewitterhäufigkeit zu beobachten (Knoch 1930). Während der trockenen Jahreszeit können sie leicht zu Feuern führen. Veblen und Lorenz (1987) sehen beispielsweise durch großflächiges Absterben einer Bambusart (*Chusquea culeou*), das unregelmäßig im Abstand mehrerer Jahrzehnte auftritt, die Voraussetzungen für Blitzschlagfeuer gegeben; gleiches gilt regelmäßig für die hohe jährliche Streuproduktion in Nothofagus-Wäldern, die von Burschel et al. (1976) in den valdivianischen Anden beispielsweise auf 5,4 t ha^{-1} bestimmt wurde. Veblen und Lorenz (1987) zitieren unveröffentlichte Statistiken der argentinischen Nationalparkverwaltung, dass in der Region zwischen 39°S und 41°30'S im Zeitraum 1938-1982 14 Blitzschlagfeuer auf einer Waldfläche von 4085 ha brannten.

[2] Dieser Abschnitt gründet sich auf eine ausführliche Bereisung der Provinzen Chubut und Rio Negro (Goldammer 1991a). Die Radiocarbondatierungen von Holzkohle, die bei dieser Bereisung und bei Felduntersuchungen von Herrn N. Hahn, Universität Freiburg sichergestellt wurde, erfolgten durch Herrn Dr. P. Becker-Heidmann, Isotopendatierungslabor, Universität Hamburg. Literaturarbeiten erfolgten durch Herrn S.Günter, Universität Freiburg, und eine Arbeit zur Brandflächensukzession durch Herrn G.Meier, Universität Freiburg (Meier 1992).

Tab.17. Eruptionen von Vulkanen in den Anden zwischen 37°S und 40°S (Auszug aus Simkin [1981])

Vulkan	Geographische Lage	Eruptionen
Tromen (Argentinien)	37°12'S - 70°10'W	1822
Antuco (Chile)	37°40'S - 71°37'W	1750, 1752, 1820, 1828, 1839, 1845, 1852-53, 1861, 1863, 1869, 1929, 1972
Callaqui (Chile)	37°92'S - 71°42'W	1850
Copahues (Chile)	37°85'S - 71°17'W	1750
Lonquimay (Chile)	38°37'S - 71°58'W	1853, 1887, 1889
Llaima (Chile)	38°70'S - 71°70'W	1640, 1751, 1852, 1862-66, 1869, 1872, 1876, 1877, 1883, 1887, 1889, 1892, 1893, 1895-96, 1903, 1907-08, 1912, 1914, 1917, 1927, 1929, 1930, 1941, 1945, 1949, 1955, 1956-57, 1964, 1972, 1979
Villarrica (Chile)	39°42'S - 71°95'W	1558, 1777, 1806, 1822, 1852, 1860, 1869, 1874, 1875-76, 1883, 1893, 1897-98, 1906-08, 1908, 1915-18, 1920, 1929, 1933, 1935, 1938, 1948-49, 1959-61, 1964, 1971, 1980
Quetrupillan (Chile)	39°48'S - 71°70'W	Holozän
Rinihue (Chile)	39°93'S - 72°03'W	1864

Genaue Brennpraktiken der präkolumbianischen Bevölkerung aus diesem Raum sind nicht bekannt. Wohl zeigen die prähistorischen Höhlenfunde oder die Magellan'schen Feuerbeschreibungen an der Südspitze des Kontinents, die für die Namensgebung "Feuerland" (**"Tierra de los Fuegos"**) Pate standen (u.a. Gusinde 1946), daß das Koch- und Wärmfeuer von der Urbevölkerung schon lange beherrscht wurde. Nomadisierende Stämme der Urbevölkerung mögen Feuerjagd auf Guanaco, Puma oder Strauß gemacht haben, wie dies frühe Reisebeschreibungen nahelegen (Musters 1871, in Eriksen 1972).

Welche Rolle der bis zu Beginn dieses Jahrhunderts beobachtete Rückgang der Niederschläge in Südpatagonien auf das Vorkommen und die Auswirkungen natürlicher Feuer hatte, ist noch unklar. Die Erklärung der über viele Jahrzehnte beobachteten "Austrocknung" Patagoniens in den letzten Jahrhunderten bis zu Anfang dieses Jahrhunderts, die sich beispielsweise in der Dekadenz ("Waldsterben") und dabei vor allem im Ausbleiben der Verjüngung der Wälder und der Verschiebung ihrer Arealgrenzen nach Westen manifestierte, wurden in einer Klimaänderung gesucht (u.a. Auer 1933, 1939, 1958; Kalela 1941; Eriksen 1972). Die direkten Einflüsse der Klimaänderung können sich in der Zunahme der Bedeutung von Blitzschlagfeuern ausgedrückt haben. Zuverlässige Hinweise für derartige Veränderungen fehlen insbesondere wegen der postkolumbianischen Waldrodungspraktiken, die jegliche Rekonstruktion natürlicher Feuerregime seit dem ausgehenden 16. Jahrhundert zunehmend verschleiern.

Neuzeitliche Beschreibungen von Waldbränden gehen auf den Zeitpunkt des ausgehenden 19.Jahrhunderts zurück, von dem an eine starke Zunahme der Waldrodung durch europäische Siedler zum Zweck der Weidewirtschaft stattfindet (u.a. Lauer 1961). Im Gebiet des heutigen Nationalparks Nahuel Huapi kartierte Rothkugel (1916) ausgedehnte Waldbrandflächen. Ein dort aufgefundener 150-jähriger, gleichaltriger Bestand von *Nothofagus dombeyi* wird von Rothkugel auf Rodungsfeuer durch die indianische Bevölkerung oder durch die ersten Missionen zurückgeführt. Die Einschätzung von Seibert (1979), daß in den 70er Jahren nur noch etwa 10% aller Waldbrände durch Blitzschlag entstehen, mag auch heute noch als ungefähre Richtschnur für das Verhältnis von natürlichen zu anthropogenen Feuern gelten. Die Größenordnung der Waldbrände in den andino-patagonischen Wäldern Argentiniens, die im Wesentlichen anthropogenen Ursprungs sind, bewegte sich während der 80er Jahre (unter durchschnittlichen Bedingungen) in einer Größenordnung von 1000-3500 ha pro Jahr; einen ungewöhnlichen Höhepunkt verzeichnet das Jahr 1988, in dem eine gesamte Waldfläche von 218.000 ha von Wildfeuern betroffen war (Statistiken der IFONA, in Goldammer 1991a).

Altersbestimmungen von Feuern im Rahmen pollenanalytischer Untersuchungen liegen vor allem durch die Arbeit von Heusser *et al*. (1988) vor. In der Provinz Neuquén (ca. 39◦S) wurde dabei für die letzten ca. 3000 Jahre ein wechselhaft starkes Auftreten von Holzkohlepartikeln registriert, die nicht klar in Bezug auf Waldbrände und die davon induzierte Entwicklungsdynamik gesetzt werden konnte.

Bei eigenen Felduntersuchungen wurde auf verschiedenen Waldstandorten Holzkohle aus dem Boden geborgen, um eine Vorstellung über das Aufkommen historischer Waldbrände zu gewinnen. Die Standorte liegen alle etwa um 71◦W und 43◦S und damit etwas nördlich der in Tabelle 17 aufgeführten Vulkane und der historischer Aktivitäten. Die ^{14}C-Datierungen dieser Holzkohleproben (Tab.18) zeigen zunächst kein kohärentes Bild, zumal der Umfang der Proben gering ist. Die Kohlehorizonte unter heutigen *Nothofagus*-Wäldern weisen aber auf Feueraktivitäten in einem Zeitraum zwischen etwa 1000 und 4700 Jahren vor Heute hin. Sämtliche dieser Holzkohlereste sind im Mineralboden (Vulkanische Andosole) in einer Tiefe zwischen 15-85 cm eingebettet. Sie können damit durchaus in Zusammenhang mit den besonders aktiven vulkanischen Perioden um ca. 3000-4300 vor Heute stehen, die einerseits Waldbrände ausgelöst haben können, andererseits die darauf folgende Abdeckung der Brandreste durch Vulkanasche erklären. Hier sind sicherlich noch weitere, ausführliche Arbeiten notwendig, um die Rolle natürlicher (vulkanismusbedingter) Feuerquellen für die historischen und prähistorischen Feuerregime zu klären.[3]

[3] Zur Zeit der Drucklegung werden eine Reihe von sedimentierten Holzkohleschichten in Südargentinien geborgen, mit deren radiometrischer Altersbestimmung versucht wird, eine umfassendere und vollständigere Datierung historischer und prähistorischer Feuerintervalle zu ermöglichen.

Es muss aber an dieser Stelle nochmals betont werden, dass es sehr schwer und in vielen Fällen sogar unmöglich sein wird, anthropogene von natürlichen Feuern zu unterscheiden.

Tab.18. Fundort und ^{14}C-Alter von Holzkohle aus Bodenprofilen an verschiedenen Standorten andino-patagonischer *Nothofagus*-Wälder in Südargentinien (s.a. Fußnote zu Abschn. 3.6.3)

Probe-Nr. - Datum der Probenahme	^{14}C-Alter (Jahre vor Heute)	Fundort	Waldtyp: Vorherrschende Baumart	Bodentyp, Entnahmetiefe
HAM 2855 - 3/1991	1360±70	Nationalpark Los Alerces, Chubut	*Nothofagus dombeyi*	Andosol 30 cm
HAM 2856 - 3/1991	4740±100	Waldgebiet südlich El Bolson, Rio Negro	*Nothofagus dombeyi*	Andosol 30 cm
HAM 2857 - 3/1991	1060±70	Waldgebiet bei Lago Rosario, Chubut	*Nothofagus pumilio*	Andosol 30-50 cm
HAM 3151 - 12/1991	2760±280	Waldgebiet Huemules Sur, Chubut	*Nothofagus antarctica*	Andosol 70-85 cm
HAM 3152 - 12/1991	810±180	Waldgebiet Huemules Sur, Chubut	*Nothofagus pumilio*	Andosol 15-30 cm

3.6.3.2 Auswirkungen der Feuer in den *Nothofagus*-Gesellschaften

Die eindeutige Zuordnung der Ursachen für die heutige Zusammensetzung der andino-patagonischen Waldgesellschaften ist nach diesen vielfältigen natürlichen und anthropogenen Störfaktoren, zu denen sich seit der Besiedlung des Raumes durch die Europäer auch noch der Beweidungs- und Verbißdruck eingeführter Haus- und Wildtiere (beispielsweise der Hase *Lepus europaeus*) gesellte, nicht mehr möglich.

Die wichtigsten Baumarten, die in Mischwaldgesellschaften oder auch in Form von Reinbeständen auftreten, sind *Nothofagus pumilio, Nothofagus dombeyi, Nothofagus antarctica* und *Austrocedrus chilensis*.[4]

Nothofagus pumilio hat das größte Verbreitungsgebiet aller patagonischen Baumarten. Sie kommt in Feuerland bis zu Höhen um 500-600 m ü.NN vor und steigt in ihrer nördlichsten Verbreitungsgrenze in der Provinz Neuquén bis auf 1700 m. Die von Hueck (1966) und Seibert (1979) beschriebene höhenzonale Gliederung der *Nothofagus*-Arten ist nicht überall anzutreffen. Dies beruht mit Sicherheit auf Störungen durch Feuer, die praktisch das gesamte Verbreitungsgebiet immer wieder betroffen haben. *N.pumilio* ist äußerst feuerempfindlich. Ähnlich wie *Fagus silvatica* in der Nordhemisphäre wird sie leicht durch ein Bodenfeuer abgetötet. Insbesondere die große Menge abgestorbener Bäume, deren Ursache auf die zunehmende Aridität des patagonischen Raumes zurückgeführt wird, bedingt aufgrund der großen Menge verfügbaren Brennmaterials (schätzungsweise 30-50 t ha^{-1}, je nach Exploitationsgrad und verbliebener, nicht genutzter Biomasse) eine hohe Feuerintensität und damit auch das Vorkommen von Vollfeuern. Die Regeneration der Bäume erfolgt über Samenausbreitung. Da *N.pumilio* eine Schattenbaumart ist, geht die Wiederbesiedelung der Brandflächen nur langsam voran (Schmaltz, mdl. Mitt.; s.a. Hahn 1992). Insgesamt ist diese Art als die feuerempfindlichste anzusehen.

Nothofagus dombeyi hat für ihre Verbreitung die höchsten Ansprüche an Feuchtigkeit und Tiefgründigkeit des Bodens und kommt in einer Reihe von Vergesellschaftungen mit anderen Baumarten vor. Ähnlich wie *N.pumilio* ist *N.dombeyi* ebenfalls sehr feuerempfindlich. Die Regeneration durch Samen ist hingegen reichlicher und die Transportentfernungen der Samen von unverbrannten Inseln bzw. Rändern ist weiter.

Nothofagus antarctica hat die größte ökologische Amplitude der hier besprochenen Baumarten und wird häufig als Lichtbaum- bzw. Pionierart bezeichnet. Entscheidend für das Verbreitungs- und Sukzessionsverhalten in der durch Feuerstörungen geprägten Waldlandschaft ist m.E. die Fähigkeit dieser Art, sich nach Beschädigung durch Feuer über Stockausschlag wieder zu regenerieren. Damit ist *N.antarctica* die am besten feuerangepasste Art. Bei kurzen Feuerintervallen ist sie gegenüber den Arten, die unter ungestörten Verhältnissen eine Konkurrenz darstellen, im Vorteil.

Austrocedrus chilensis ist eine trockenresistente Konifere, wenngleich sie auch nicht an trockene Standorte gebunden ist. Untersuchungen von Meier (1992) zeigen beispielsweise eine deutliche Präferenz der Brandflächenbesiedlung auf feuchteren Südhängen mit höherem verbliebenen Baum- und Strauchanteil im Vergleich zu den trockeneren und vom Feuer stärker freigeräumten Nordhängen. Ihr oftmals beschriebener Pioniercharakter ist auch der weiten Verbreitungsfähigkeit der Samen zuzuschreiben; die starken patagonischen Winde tragen erheblich zu den großen Transportentfernungen bei. Die Bäume selbst sind sehr empfindlich gegen Kronenfeuer, die sich in den Beständen leicht entwickeln. Die Fähigkeit, durch Feuer gestörte Flächen großräumig zu besiedeln, hat sicherlich zur Bildung großer Bestände von *A.chilensis* geführt.

Die oben genannte Vielzahl von natürlichen und anthropogenen Einflussfaktoren auf die Waldentwicklung lassen heute die alleinige Rolle des Feuers nur schwer von den übrigen Störungen trennen. Kalela (1941)

[4] Zur Waldvegetation der Provinzen Chubut und Rio Negro siehe Seibert (1979) und weiterführende Literatur darin.

sah beispielsweise ein Vordringen trocknisangepasster Arten (*A.chilensis, N.antarctica*) westwärts in die ursprünglich feuchteliebenden Waldgesellschaften (*N.dombeyi*) als ein Zeichen der zunehmenden Aridisierung Südpatagoniens. Veblen und Lorenz (1987) widerlegten dies durch ausführliche demographische Untersuchungen in Waldbeständen mit den beteiligten Arten. Sie stellten fest, daß sowohl *N.dombeyi* als auch *N.antarctica* feuergestörte Flächen besiedeln, daß eine weitere Verjüngung der Flächen aber ab Kronenschluß aufhört und daher nur *A.chilensis* im Unterstand zu finden ist. Im Konkurrenzkampf zwischen *N.dombeyi* und *A.chilensis* wirkt sich die relativ höhere Standfestigkeit von *A.chilensis* gegenüber Windeinfluß aus.

In den genannten Untersuchungen wird generell nicht auf das Wiederausschlagvermögen von *N.antarctica* eingegangen. Auf den Standorten, auf denen *N.antarctica* gebüschartige Formationen (Knieholz) bildet, ist der Einfluß des Feuers besonders prägnant. Die niedrigen Gehölze sind für lange Zeit für die Ausbreitung von Bodenfeuern disponiert. In kurzen Intervallen wiederkehrende Feuer greifen die Stöcke von *N.antarctica* nicht an und favorisieren indirekt deren Ausbreitung. In kurzen Intervallen wiederkehrende Feuer vermögen somit ein Verteilungsmuster von *N.antarctica*-Beständen "festzuschreiben". Die in der Region vielfach beschriebene höhenzonale Gliederung der Artenzusammensetzung wird bei genauerem Hinsehen zu häufig durch vertikale Verbreitungsmuster durchbrochen, die an der Ostabdachung der Kordillere in erster Linie durch Feuer, in zweiter Linie aber wohl auch hier durch Hangrutschungen zu erklären sind.

3.6.3.3 Weitere Feuerprobleme im südpatagonischen Raum

Eine Reihe von weiteren Phänomenen, die teilweise noch der Klärung bedürfen, sind in und um die andino-patagonischen *Nothofagus*-Wälder angesiedelt. Besondere Aufmerksamkeit sollte der weiteren Einführung und Behandlung exotischer Nadelhölzer, insbesondere *Pinus* spp., gewidmet werden. Das Problem des hohen Schadfeuerpotentials in Kiefernaufforstungen und deren Lösungsmöglichkeiten wurden in Abschnitt 3.5 angesprochen. Die Einbettung der Kiefernaufforstungen in die natürlichen Waldlandschaften birgt aber weitere Probleme in sich. Nach Wildfeuern auf Flächen mit natürlicher Bestockung ist eine starke, dominierende Verjüngung von *Pinus* spp. zu beobachten, vor allem bei *P.contorta* und *P.radiata*, aber auch bei *P.ponderosa*, die alle im südargentinischen Raum vermehrt aufgeforstet werden. Die aggressive Verjüngung der

Abb.35a-c. Feuereffekte in den andino-patagonischen *Nothofagus*-Wäldern Südargentiniens: Die obere Aufnahme (a) zeigt einen Bestand von *N.pumilio* bei Esquel (Chubut), der durch ein Feuer (1987) vollständig abgetötet wurde, der Waldweide unterliegt und bis zum Zeitpunkt der Aufnahme (1991) keinerlei Naturverjüngung zeigt. Ansicht (b) zeigt Stockausschlag von *N.antarctica* (gleicher Standort wie Aufnahme [a]). Das untere Bild (c) zeigt ein Feuermosaik in der Nähe des Nationalparks Los Alerces. Die dunkel hervorgehobenen Baumgruppen sind Restbestände von *N.pumilio* und *N.dombeyi* in der Brandfläche, die von *Austrocedrus chilensis* besiedelt wurde (Photos: Goldammer).

Kiefern ist in der Lage, die heimische Vegetation weitgehend zu unterdrücken. In vielen Brandflächen sind bereits heute die exotischen Kiefern auf dem Vormarsch, eine Entwicklung, die mit der Situation in den Fynbos-Gesellschaften Südafrikas vergleichbar ist. Bei zu erwartendem Anhalten des Feuerdrucks auf die südpatagonische Landschaft wird sich das aggressive Ausbreiten der Exoten ohne weitere Gegenmaßnahmen zu einem großen ökologischen Problem entwickeln.

Der Übergang in die patagonischen Steppengesellschaften des Flachlandes östlich der Kordillere bringt eine Fortsetzung des Feuerproblems. Auf den ersten Blick scheint die durch Übernutzung degradierte und sehr weitständige Gras- und Strauchvegetation wenig anfällig für großflächige Feuer. Ein im Jahr 1991 beobachtetes Steppenfeuer bei Cholila (nördlich von Esquel, Chubut), das eine Fläche von ca. 15.000 ha überbrannte, zeigte deutlich, daß die starken Windgeschwindigkeiten im Süden Patagoniens auch zu großflächigen Feuern in extrem weitständiger Vegetation führen kann (Goldammer 1991a). Die niedrigen Niederschläge der südpatagonischen Steppe (150-200 mm) verlangsamen den mikrobiellen Abbau abgestorbener organischer Substanz, und führen zur Anhäufung abgestorbener Biomasse. Dadurch kann das Feuer auch zwischen den lebenden Vegetationshorsten weitergetragen werden. Feuer in starken organischen Auflagen können dabei auch über mehrere Wochen brennen. Die Wiederbesiedlung feuergestörter Steppenvegetation, ist äußerst langsam; dies zeigten im Jahr 1991 beobachtete Brandflächen aus den 60er Jahren (Goldammer 1991a).

Ein weiteres, noch nicht näher untersuchtes Phänomen ist die Feuerökologie von *Araucaria araucana* in den Hochlagen der chilenischen und argentinischen Anden. Die Pollenanalyse der spätholozänen Vegetation der andinen Araukarienregion in der Provinz Neuquén zeigt, dass sich dieser west-südamerikanische Vertreter von *Araucaria* spp. über 3000 Jahre erfolgreich dem vielfältigen Umweltstress stellen konnte (Heusser *et al*. 1988). Ob das Feuer für *A.araucana* eine favorisierende Rolle gespielt hat, wie dies von Soares (1990) für *Araucaria angustifolia* vermutet wird, ist untersuchenswert. Der Wuchshabitus der Araukarien (hoher Kronenansatz älterer Araukarien und damit Unempfindlichkeit gegenüber Bodenfeuern), starke Borke (Wärmeisolation) und das leicht brennbare Streubett von Araukarienbeständen (und damit Favorisierung feuertoleranter Arten) sind hierzu wichtige Hinweise.

3.6.4 Zusammenfassung

Beispiele von montanen Waldökosystemen der an die Tropen angrenzenden Regionen wurden mit in die vorliegende Synopse einbezogen, da der soziokulturelle Einfluss der Tropen hinsichtlich der Landbewirtschaftung und der dabei angewendeten Feuerpraktiken sich hier fortsetzt. Es zeigt sich, daß in den Hochlagen des Himalajagebirges eine Reihe von Phänomenen der Waldzusammensetzung durch den Feuereinfluss erklärt werden kann, beispielsweise die Verbreitung von Kiefern oder Rhododendron.

In den montan-borealen Lagen des Daxinganling-Gebirges in Nordost-China ist die Dynamik und das Verteilungsmuster der Nadelwälder weitgehend durch natürliche Feuer bestimmt. Kleinstandörtliche Unterschiede bestimmen örtlich sehr begrenzte Feuerregime, die zur Bildung von Kiefern- oder Lärchenreinbeständen mit oder ohne Unterstand von Laubholzarten führen können. Kurze Feuerintervalle können ein Waldmosaik, das aus einem Muster von regelmäßig zurückgebrannten Pionierbeständen und älteren "feuerharten" Koniferenbeständen besteht, langfristig festschreiben. Die Gattung *Picea* spp. ist aufgrund ihrer Feuerempfindlichkeit weitgehend in feuerfreie Refugien zurückgedrängt. Es ist anzunehmen, dass der starke natürliche Feuereinfluss in Nordostchina eine für die Fichten schwer zu überwindende Barriere darstellt. Seit ihrem Beginn vor mehr als 25 Jahren hat die Forstwirtschaft in diesem Raum ein Ungleichgewicht in die natürliche Waldentwicklung und die natürlichen Feuerregime gebracht. Das Ergebnis großflächiger Nutzung und Verjüngung der Wälder hat die Ausbreitung von Großfeuern mit erheblichen wirtschaftlichen Schäden begünstigt. Die Erkenntnisse aus dem Einfluss natürlicher Feuer auf Zusammensetzung eines Waldmosaiks können als richtungsweisend für die Entwicklung von Methoden des Integrierten Feuer-Managements angesehen werden.

In den subantarktischen Wäldern Südamerikas, der südlichen Andenregion, zeigt sich ein deutlicher Einfluß von Feuer auf die Artenzusammensetzung und das Landschaftsmosaik der *Nothofagus*-

Waldgesellschaften. In diesem Raum lassen sich die natürlichen und anthropogenen Ursachen der Feuer für die letzten Jahrtausende nicht mehr klar zuordnen.

4. Umsetzung in die Praxis: Maßnahmen des Feuer-Managements

Mit den Überlegungen zum Einsatz des kontrollierten Feuers zur Reduzierung der Schadfeuergefahr in Plantagenwäldern (Abschn.3.5) wurde bereits ein wichtiges Element des Integrierten Feuer-Managements angesprochen[1]. In der Praxis hat sich diese Methode bislang allerdings nur vereinzelt durchgesetzt. In den übrigen Waldgesellschaften und anderer Vegetation der Tropen und Subtropen, die einer starken Gefährdung durch unkontrollierte Feuer unterliegen oder für deren Erhaltung Feuer notwendig ist, sind Maßnahmen des Feuer-Managements (Planungsgrundsätze und operationelle Verfahren) ebenfalls nur fragmentarisch vorhanden. Lediglich im Bereich einiger Naturparks des südlichen Afrika (z.B. Etosha National Park, Namibia; Kruger National Park, Südafrika) wurden Konzepte und Praktiken der Bewirtschaftung von Savannenbiomen mit Feuer eingeführt, die für vergleichbare Ökosysteme von Vorbild sein können (van Wilgen *et al*. 1990).

Im Folgenden werden einige anwendungsbezogene Überlegungen angestellt. Zum besseren Verständnis wird eine historische Betrachtung vorangestellt. Denn mit dem Beginn des Einflusses der europäischen Forstwissenschaft und -wirtschaft auf den außereuropäischen Raum im 19.Jahrhundert setzte auch die Auseinandersetzung mit dem Feuerproblem ein. Hierbei ist auch ein Exkurs nach Nordamerika sinnvoll, wo sich nach anfänglichen Missverständnissen der ökosystemaren Rolle des Feuers ein anwendungsbezogenes Feuer-Management-System weiterentwickeln konnte.

4.1 Feuerschutz in Feuerökosystemen: Historische Mißverständnisse aus der europäischen Forstwirtschaft

Aus der Vielfalt der Funktionen und Auswirkungen des Feuers in den Waldgesellschaften und anderer Vegetation der Tropen und Subtropen und aufgrund der Auswirkungen des Feuers in übergreifenden ökosystemaren Prozessen läßt sich auf die Frage nach einer Feuer-Strategie keine einfache Antwort erwarten. Angesichts der Verknappung der Waldressourcen in den niederen Breiten, eines Prozesses, der untrennbar mit der Anwendung von Feuer verbunden ist, und den damit verbundenen globalen Auswirkungen werden aber Lösungsmöglichkeiten mit größerer Dringlichkeit gesucht.

Die Vorstellung, geregelte, nachhaltige Forstwirtschaft in den Raum der Tropen einzuführen, war gleichzeitig auch ein Versuch, die Erfahrungen aus der mitteleuropäischen Forstwirtschaft und den im 19. und frühen 20.Jahrhundert vorhandenen forstwissenschaftlichen Grundlagen auf die dortigen Verhältnisse zu übertragen. Europäische Forstleute, darunter maßgeblich die aus dem deutschen Sprachraum bzw. der preußischen Schule stammenden Praktiker und Wissenschaftler, trafen dabei sowohl in den großräumigen Naturlandschaften Neuen Welt als auch in den Kolonien Afrikas, Asiens und in den Amerikas auf das Phänomen Feuer, das in der dichtbesiedelten Kulturlandschaft Mitteleuropas in diesem Umfang und zu dieser Zeit keine Rolle mehr spielte.

Den Beamten der kolonialen Forstverwaltungen waren Feuerbräuche und Umfang der Waldfeuer in den Tropen fremd. Die Erinnerung daran, dass das mitteleuropäische Kulturgebäude nicht nur weitverbreitete kultische und glaubensmäßig fest verankerte Feuer-Riten kannte (Frazer 1922; Freudenthal 1931), sondern dass auch die Urbarmachung des ursprünglich geschlossenen Waldlandes ihrer Heimat weitgehend auf Waldverbrennung fußte, war bereits verblichen. Die alten Formen der Brandwirtschaft, die sich in der Vielfalt von Methoden der landwirtschaftlichen Zwischennutzung und der Behandlung von Weideflächen für Haustiere und Wildtierarten ausdrückten, existierten wohl noch bis weit in das 20.Jahrhundert hinein, ihre Anwendung zog sich aber zusehends nach Skandinavien und Rußland zurück

---

[1]Der Begriff "Feuer-Management" wird wie folgt definiert:

"Feuer-Management umfaßt alle Maßnahmen (1) zum Schutz der Vegetation vor Feuer und (2) der Nutzung von Feuer, um Zielsetzungen des Natur- und Umweltschutzes, der nachhaltigen Vegetationsbewirtschaftung und der Landnutzung zu erreichen".

(Goldammer 1978; Viro 1978; Montag 1990). Das europäische Erbe der reichen Erfahrungen in der Brandwirtschaft war durch die Industrialisierung im mitteleuropäischen Raum verloren gegangen.

Bei den Überlegungen zur Entwicklung zeitgemäßer Strategien eines Integrierten Feuer-Managements ist ein Blick auf die frühen, historischen Versuche des Waldbrandschutzes in den Tropen hilfreich. Da im vorliegenden Kontext Asien im Mittelpunkt steht, bietet sich auch ein Exkurs der historischen Perspektive über Nordamerika an. Beide Regionen oder Kontinente haben Gemeinsamkeiten. Über die trockengefallenen, gletscherfreien pleistözänen Landbrücken der Beringstraße wurde das Feuer von der Urbevölkerung Asiens nach Nordamerika eingebracht. Und sowohl in Nordamerika als auch in Südasien wurde das Problem der Waldbrände beginnend mit der 2.Hälfte des 19.Jahrhunderts bis in das frühe 20.Jahrhundert weitgehend durch deutsche Forstleute bzw. durch die deutsche forstliche Schule bestimmt.

Im Folgenden werden die Geschichte des Waldbrandschutzes anhand ausgewählter Beispiele aus dem ehemaligen Britisch-Indien und Burma bewertet und die theoretisch mögliche Weiterentwicklung zum Integrierten Feuer-Management in Waldgesellschaften anhand des Beispiels der USA aufgezeigt.

4.1.1 Das Feuer-Schisma in Indien, Burma und Indonesien

Der geschichtliche Rückblick auf den Waldschutz und insbesondere den Feuerschutz im tropischen Südasien läßt sich von dem Namen des deutschen Forstmannes Dietrich **Brandis** (1824-1907) nicht trennen. Brandis, von Ausbildung Botaniker, verbrachte den größten Teil seines Berufslebens als Forstmann im britischen Kolonialdienst. Die Verdienste, die sich Brandis unter der britischen Krone erwarb, führten zu seiner Ernennung in den Adelsstand.[2] Aber auch die nordamerikanische Forstwirtschaft wurde derart maßgeblich von ihm beeinflusst, daß Carl Alwin **Schenck**, selbst einer der forstlichen Pioniere in den USA, ihn als "Großvater der amerikanischen Forstwirtschaft" bezeichnete (Schenck 1955).

Das Wirken von Brandis für die indische Forstwirtschaft hatte bereits 1856, dem Jahr seiner Ankunft, spürbare Auswirkungen. Die Entwicklung des **Taungya**-Systems, das den Anbau von Teak in den Brandrodungsfeldern der Karen in den Bergregionen von Pegu vorsah, war das erste planmäßige, von der Forstwirtschaft unterstützte agroforstliche System. Mit der vertraglichen Nutzung der bäuerlichen Arbeitskraft versuchte Brandis der Degradierung der brandgerodeten Wälder entgegenzuwirken.

Die Eindrücke der großflächigen jährlichen Waldbrände veranlassten ihn nach dem Wechsel von seiner Stellung als Leiter der Forstverwaltung von Britisch-Burma (1858-62) zum forstlichen Berater der indischen Zentralregierung (1862-64) Forstreservate einzurichten. In diesen Reservaten wurden erste Versuchsflächen mit völligem Feuerausschluss angelegt. Seine konservative Haltung gegenüber den jährlichen Feuern manifestierte sich in der Folgezeit vor allem in den Bestimmungen des Forstgesetzes für Britisch-Indien (1865), das ein Jahr nach Amtsantritt von Brandis als Generalforstinspektor von Indien in Kraft trat und das seine maßgebliche Handschrift trug. Dieses Gesetz sah den völligen Feuerausschluss in den Regierungswäldern (***government forests***) vor, darüber hinaus auch forstliche Nebennutzungen und insbesondere der Waldweide. Derartige Restriktionen hatte Brandis bereits 1863 in den zentralindischen Provinzen einzuführen versucht (Shebbeare 1928).

Die Durchsetzung des Feuerausschlusses war in höchstem Maße von der Beteiligung der ländlichen Bevölkerung abhängig. Im indisch-burmesischen Raum wurden daher eine Reihe von "Taktiken" entwickelt, die der Dorfbevölkerung mehr Verantwortung bei der Waldbrandverhütung zuwiesen. So sah die Forstresolution Nr.76 von 1905 für Madras (Anonymus 1905a) bei Waldbrandstiftung Kollektivstrafen

[2] Zur Biographie von Brandis siehe vor allem Hesmer (1975).

für die Dorfbevölkerung vor, etwa in Form der Streichung sämtlicher Waldweide- und anderer Nutzungsrechte oder Anhebung der Gebühren für Waldweide. Eine mehr psychologisch durchdachte Maßnahme war das System der "gemeinsamen Verantwortung" (***joint responsibility***) benachbarter Dorfgemeinschaften bzw. Waldnutzer der Zedernwälder in Punjab, bei dem sämtliche Besitzer von Waldnutzungsrechten sanktioniert wurden, wenn sie keinen Verursacher des Waldbrandes präsentieren konnten (Mal 1906). Allerdings führte dieses System zu Auswüchsen bei nachbarschaftlichen Racheakten und wurde daher aufgegeben.

Auf der anderen Seite wurde auf einer Forstschutzkonferenz in Poona im Jahr 1909 die Forderung erhoben, den Dorfgemeinschaften, die erfolgreich Waldfeuer unterdrückt hatten, die Nutzungsgebühren für Waldweide zu reduzieren oder sogar zu erlassen (Anonymus 1910). Diese eher positive Förderung des Waldschutzgedankens, die Hilfe statt Strafe vorsah, wird beispielsweise heute in den Philippinen in Form der ***non-fire bonus incentive*** praktiziert (Goldammer 1985a). Überlegungen, die Verehrung von Waldgeistern (**Bongas**) und damit den Schutz ihrer Waldungen vor Waldbrand zu fördern (Anonymus 1906b), resultieren aus sorgfältigen Beobachtungen mythisch-religiöser Bräuche in ganz Indien (s.a.Abschn.3.6).

Bis zur Jahrhundertwende erfolgte die konsequente Waldbrandverhütung und -bekämpfung in den reservierten Forsten Britisch-Indiens und Burmas, zunächst mit wachsendem Erfolg und größer werdenden Flächen (Schlich 1922); um 1900 umfassten die vollständig geschützten Flächen bereits etwa 32.000 Quadratmeilen (Shebbeare 1928). Die deutschen und britischen Forstleute und die in Deutschland bzw. Frankreich (Nancy) ausgebildeten indischen Förster sahen den Erfolg zunächst in einer Bodenverbesserung und im Aufkommen reichlicher Verjüngung kurz nach Beginn des Feuerausschlusses. Ihre konservative Waldschutzpolitik war damit bestätigt. Der nach Sir Dietrich Brandis und Sir William (Wilhelm) **Schlich** in Reihe dritte deutschstämmige Generalforstinspektor von Britisch-Indien, Baron Bernhard **von Ribbentrop**, verteidigte noch 1897 in einem Brief an die Regierung von Burma vehement die Politik des Feuerausschlusses (Bryant 1907).

Während in Niederländisch-Ostindien um die Mitte des 19.Jh. Stimmen laut wurden, die Feuerschutzpolitik nach dem Muster Britisch-Indiens zu übernehmen[3], tauchten dort zur gleichen Zeit bereits vermehrt Meldungen vom Ausbleiben der Naturverjüngung der wirtschaftlich wichtigsten Baumarten *Tectona grandis* und *Shorea robusta* auf. Brandis selbst hatte bei Bereisungen in den 70er Jahren bereits das Problem der sich einstellenden Sukzession in Richtung weniger wertvoller Holzarten erkannt und gegen Ende seiner Dienstzeit berichtet (Brandis 1879b).

Dass die Beobachtung dieser Entwicklung erst einige Jahre nach Beginn der ***fire conservancy*** (Pyne 1990) möglich war, ergibt sich aus der Abfolge der Sukzession der Feuerklimax. In den ersten Jahren nach dem Ausschalten der jährlichen Feuer wurde in vielen Beobachtungen der vitale Aufwuchs von Teak, Sal und Kiefer beschrieben. Dieser als "positiv" angesehene Effekt des Feuerausschlusses ist leicht erklärbar. Die durch Feuer jährlich zurückgesetzten Stockausschläge verfügen über ein kräftig ausgebildetes Wurzelwerk (s.Abschn.3.4.2), das diesen Aufwüchsen erhebliche Startvorteile gegenüber einwandernder feuerempfindlicher Verjüngung gibt. Nach einigen Jahren des Feuerausschlusses erweisen sich neu aufkommende Bodenvegetation und Unterstand als konkurrenzfähiger gegenüber den Pyrophyten bzw. verhindern Mineralbodenkeimung und Stockausschlag durch die Bildung einer Streu- bzw. Humusauflage.

In der Folgezeit entwickelte sich eine sehr emotionale Auseinandersetzung um das Für und Wider des Brennenlassens von Feuer. Die "**Burma-Schule**", die sich auf die Erkenntnis einer "funktionalen" Rolle

[3] Boomgard (1992) verweist auf eine Reihe von Quellen, die aufzeigen, daß gegen Ende des 18.Jh. das Brennen der Teakwälder offiziell empfohlen wurde. Im Jahr 1797 wurde von offizieller Seite zwischen "kleinen Feuern" unterschieden, die unter diese Empfehlung fielen, und dem Schlagraumbrennen, das als schädlich für die jungen Teakbäume angesehen wurde. Um 1829 wurde insgesamt das Brennen noch favorisiert, 1857 aber dann verboten (s.a. Berkhout 1886).

des Feuers in den nichtimmergrünen Wäldern gründete, stand der konservativ-europäischen Waldschutzgesinnung unversöhnlich gegenüber und führte zu einem Schisma in der Waldschutzpolitik bzw. der gesamten Forstpolitik des britischen Kolonialforstdienstes, dessen Auswirkungen auch im damaligen Niederländisch-Ostindien zu spüren waren. Eine große Reihe von Briefen und anderen, zum Teil auch wissenschaftlichen Untersuchungen wurden hierzu besonders im **Indian Forester** veröffentlicht.

Die Auseinandersetzung war für die burmesische Seite im Jahr 1907 beendet, nachdem der Chief Conservator of Forests **Beadon-Bryant** in umfangreichen Verjüngungsinventuren von Teak feststellte, daß die Anzahl der Individuen in den jüngeren Altersklassen in einem umgekehrten Verhältnis zur Anzahl der Jahre unter Feuerschutz stand (Shebbeare 1928). In den Sal-Wäldern des indischen Assam und Bengalen wurden bereits Veränderungen festgestellt, die nicht nur die Verdrängung von Sal zeigten, sondern auch die Entwicklung zu immergrünen, nicht brennbaren Waldgesellschaften. In den submontanen und montanen Koniferenwäldern der Himalayas setzte sich die Erkenntnis durch, daß der Ausschluß der regelmäßig auf die Kiefernbestände einwirkenden Bodenfeuer zur Erhöhung der destruktiven Schadfeuer (Vollfeuer) führte (Smythies 1911).

Im Zuge des Überdenkens der ***fire conservancy*** wurden die Beobachtungen der Auswirkungen des Feuers nach und nach in Empfehlungen für die Praxis umgesetzt. Die zu Beginn der Trockenzeit unkontrolliert auftretenden oder kontrolliert gelegten Feuer (***early burning***) wurden als präventiver und ökologisch besser verträglicher Eingriff angesehen, als die unkontrollierten "heißen" Feuer zum Höhepunkt der Trockenzeit.

Die Verantwortung für das kontrollierte Brennen lag bei den Forstverwaltung und ging als ***departmental burning*** mit einem neuen Begriff in die Waldschutzpolitik ein. Die Umsetzung dieser Politik erwies sich als sehr problematisch, da sie nach Ansicht vieler Forstbeamter einen Rückschritt in der Erziehung der ländlichen Bevölkerung zum Waldbrandschutz darstellte, die zur Differenzierung von Schadfeuer und kontrolliertem Feuer nicht in der Lage sei (Fischer 1906).

Während Pyne (1990) die Flexibilität der britisch-kolonialen Feuerstrategie hervorhebt, in der der europäische, konservative Waldschutzgedanke mit den Erfahrungen der indischen Feuerumwelt eine geglückte Kombination fand, konnten sich die Ansätze zu einem integrierten Feuer-Management offensichtlich nicht ausreichend weiterentwickeln. Die "Unterdrückung" weiterführender Ideen durch die britische Kolonialforstverwaltung läßt sich möglicherweise mit den Reaktionen des US Forest Service in der frühen Debatte um das ***light burning*** vergleichen (s.u.). Hinweise darauf liefert die Aussage eines engagierten pensionierten indischen Forstbeamten aus dem Jahr 1953 (Hakimuddin 1953). Der Autor beklagt darin, dass seine im "nationalen Interesse" vorgelegten Vorschläge, die das "early burning" zur Vermeidung größerer Waldbrandschäden favorisierten, seit 1927 von der Forstverwaltung systematisch unterdrückt und nicht zur Veröffentlichung freigegeben wurden. Mit einem Hinweis auf die inzwischen erlangte Unabhängigkeit Indiens forderte er darauf den Herausgeber des **Indian Forester** auf, diese Fragen öffentlich zur Diskussion zu stellen.

Die heutige Waldschutzpolitik Indiens und Burmas hat bislang kein klares und durchgreifendes Konzept eines Integrierten Feuer-Managements liefern können. In beiden Ländern, die hier stellvertretend auch für die übrigen Länder Südostasiens stehen, bewegt sich die Waldschutzpolitik derzeit noch zwischen traditioneller, von der mitteleuropäischen Schule geprägter "fire conservancy" und Ratlosigkeit (Goldammer 1986b, 1986d, 1986e). Das bislang größte Feuer-Projekt der FAO in den Tropen wurde zwischen 1984 und 1990 in Indien angesiedelt (FAO 1984b, Saigal 1990). Die Projektbezeichnung ***Modern Forest Fire Control*** stellte ein Paradoxon *per se* dar, da der ausschließlich konservative Ansatz der Waldbrandbekämpfung als "modern" bezeichnet wurde.

4.1.2 Die Feuer-Kontroverse Nordamerikas und ihre Weiterentwicklung

Oben wurde bereits erwähnt, dass Sir Dietrich Brandis eine nicht unerhebliche Rolle in der Begründung und Entwicklung der Forstwirtschaft in den Vereinigten Staaten gespielt hat. Obwohl Brandis niemals nordamerikanischen Boden betreten hatte, übte er nachhaltigen Einfluss auf die Ausbildung amerikanischer Forstleute in Deutschland und Frankreich aus (Hesmer 1975). Zu den von Brandis besonders stark geprägten amerikanischen Forstleuten gehörte Gifford **Pinchot**, dessen Ausbildung in Deutschland und in Nancy ab 1889 durch Brandis betreut wurde. Pinchot, dem ab 1898 die Forestry Division im Landwirtschaftsministerium unterstand, wurde 1905 der erste Leiter des von ihm begründeten und mit größeren Zuständigkeiten versehenen **US Forest Service**.

Brandis, der nach seinem Ausscheiden aus dem britischen Kolonialforstdienst wieder in Deutschland lebte, unterhielt mit Pinchot einen sehr kontinuierlichen und lebhaften Briefwechsel und beriet ihn dabei in einer großen Zahl von Fragen der Forstwirtschaft, vor allem in Forstpolitik, der Organisation der Forstverwaltung und des Waldbaues.

Gifford Pinchot, der erste maßgebliche amerikanische Forstverwaltungsbeamte, war in einer der britisch-imperialen Forstwirtschaft Südasiens vergleichbaren Situation. Auch wenn er nicht deutscher Nationalität war, wie etwa Eduard **Fernow** (Absolvent der Königlich-Preußischen Forstakademie, Vorgänger Pinchots als Leiter der Forestry Division) oder Carl Alwin **Schenck** (Hessischer Forstassessor, Gründer der Biltmore Forest School), die beide zu den Mitbegründern der amerikanischen Forstwirtschaft zählen, so war seine Schule dennoch die gleiche.

Die Gehversuche der amerikanischen Forstwirtschaft bewegten sich in einer Landschaft, in der die Feuerregime der indianischen Urbevölkerung und die der Kolonialisatoren aufeinander prallten. Der Jahrtausende währende Einfluss indigener Feuer hatte großräumig offene Landschaften geschaffen, die Grasprärien des Mittleren Westens, die offenen Kiefernwälder des Südostens oder die feuerharten Douglasien-, Kiefern- und Mammutbaumwälder des pazifischen Nordwestens (siehe vor allem Pyne 1982).

Trotz unterschiedlicher biogeographischer Rahmenbedingungen war die Feuerbeeinflussung der dünnbesiedelten und eben erst in der Kolonialisierung begriffenen Landschaft Nordamerikas durchaus mit den tropischen Kolonien in Afrika und Asien vergleichbar. Unter der Voraussetzung saisonalen Klimas wirkte sich der selektive Druck der Jagd- und Weidefeuer der spätsteinzeitlichen Ureinwohner derart aus, daß die Waldlandschaft offener oder sogar durch Gras- oder Gras-Busch-Savannen ersetzt wurde (s.Abschn.3.3). Hinzu kamen die in Nordamerika sehr viel häufigeren Blitzschlagfeuer, die das Ergebnis klimatischer, orographischer und biogeographischer Faktoren sind (***lightning fire bioclimatic regions***).

Mit dem Eintreffen der europäischen Siedler in Nordamerika änderten sich die indianischen Feuerregime. Die Siedler fühlten sich einerseits durch Feuer bedroht und versuchten in der Folgezeit, das Feuer weitgehend aus der Landschaft zu verdrängen, ein Prozess, der letztlich über die Zurückdrängung und Dezimierung der Indianer auch gelang. Das Ergebnis der Veränderung der Feuerregime, auch der häufigen natürlichen Feuer, war eine Rückeroberung der Grasländer durch den Wald und die sukzessionale Weiterentwicklung der Wälder. Andererseits brachte die Erschließung Nordamerikas durch die Europäer auch neue Feuerquellen mit sich. Die landwirtschaftliche Brandrodung, Bau und Betrieb von Eisenbahnen und Fahrlässigkeit brachten erneuten Feuerdruck, der sich von den indianischen Feuerpraktiken insofern unterschied, daß die Feuer irregulär und nicht in Zusammenhang mit jahreszeitlicher Landnutzung auftraten.

Stellvertretend für alle in Europa ausgebildeten oder von der europäischen Schule beeinflussten Forstleute, die ausschließlich nach Europa blickten und die kontemporären Erfahrungen der kolonialen Forstwirtschaft außer Betracht ließen, hatte Gifford Pinchot in Deutschland und Frankreich nichts über die Bedeutung der indianischen und natürlichen Feuer in der Waldlandschaft gehört. Pinchot wurde damit erstmals bei einer Reise nach Oregon konfrontiert (Pyne 1982). In Kalifornien hatte sich aber bereits in

den 80er Jahren eine Bewegung zu Wort gemeldet, die den Wert der periodischen Feuer für die nordwestamerikanischen Wälder erkannt hatte und konsequenterweise die Tolerierung bzw. die Einbringung des ***light burning*** postulierte. Pinchot verwarf diese Ideen, die er als "jugendlichen Vandalismus" bezeichnete (Rogers 1968).

Im Jahr 1910, in dem Pinchots Nachfolger Henry **Graves**, ebenfalls ein Brandis-Schüler, sein Amt antrat, waren ausgedehnte Waldbrände der Anlass zur Verschärfung der Feuerschutzpolitik. Nachdem etwa 2 Millionen ha Nationalforsten verbrannt waren, hatten die Befürworter des "light burning" keinerlei Chance, sich gegen eine Ausweitung des Einflusses des US Forest Service und der Waldbrandbekämpfung zur Wehr zu setzen. Festgelegt wurde dies im **Weeks Act** von 1911, der die Verantwortung der Bundesregierung für den Waldbrandschutz erheblich verstärkte. Dieses Gesetz, das von Schenck (1955) als einer der vier historischen Meilensteine der amerikanischen Forstwirtschaft bezeichnet wurde, zementierte das Konzept des Feuerausschlusses für etwa zwei Jahrzehnte. In dieser Zeit und noch weit in die 30er Jahre hinein wurden Meinungen und Forschungsergebnisse zum "light burning" durch den Forest Service weitestgehend unterdrückt bzw. nicht publiziert (Pyne 1982).

In den 30er und 40er Jahren wurde die "Waldbrand-Szene" weitgehend vom Versuch bestimmt, durch Verbesserung der Ausbildung und durch Arbeitsprogramme des ***Civil Conservation Corps*** (CCC) die vorbeugenden Maßnahmen zu verstärken. Bis in den II.Weltkrieg baute das CCC beispielsweise die 1000 km lange Waldbrandbarriere (***fuel break***) in der kalifornischen Sierra Nevada; bis 1972 waren alleine in Kalifornien über 3000 km fuel breaks mit einer Breite über 30 m errichtet (siehe vor allem Green und Schimke 1971; Green 1977).

Hinzu kam die ***"10 a.m. policy"***, die die Kontrolle eines jeden Waldbrandes bis 10 Uhr am nächsten Morgen vorsah; gelang dies nicht, sollten Maßnahmen ergriffen werden, dies bis zum darauf folgenden Morgen zu erreichen, usw. Mit der Verfügbarkeit von ausgesondertem militärischem Material nach dem II.Weltkrieg und nach dem Koreakrieg folgte die Phase der Mechanisierung und Technisierung der Waldbrandbekämpfung, die sich vor allem den Feuern hoher Intensität (***conflagrations, mass fire***) stellte.

Nahezu unbemerkt hatten sich aber in der 40er Jahren wieder die Befürworter der Idee des ***light burning*** mit dem kontrollierten Brennen (***controlled burning***, später ***prescribed burning***) als präventive Maßnahme der Waldbrandverhütung und als Nachahmung der Natur befaßt. Im Jahr 1943 wurden die ersten Brennversuche in den Kiefernwäldern des Südens genehmigt, und im **Yearbook of Agriculture (1949)** wurde der Vorteil periodischer Bodenfeuer in der Kiefernwirtschaft des Südens der USA zum ersten Mal öffentlich sanktioniert (Hartmann 1949). Verschiedene Meinungen bestätigen, daß das Kontrollierte Brennen in den 40er Jahren "gehen lernte" (zusammenfassend s.Pyne [1982]).

Zur Weiterentwicklung der ökologischen oder auch ökosystemaren Betrachtung des Feuers trug seit Beginn der 60er Jahre ganz entscheidend die **Tall Timbers Research Station** in Florida bei. Unter der Leitung der Brüder Ed und Roy **Komarek** wurden ab 1962 die jährlichen **Tall Timbers Fire Ecology Conferences** (TTFEC) abgehalten, die ein völlig neues und sehr differenziertes Bild der Rolle des Feuers in Ökosystemen aufzeigte (TTFEC 1962-1976; s.a. Komarek 1977a, 1977b).

Durch die eineinhalb Jahrzehnte währende Pioniertätigkeit dieses Institutes konnte sich in den 70er Jahren die junge Wissenschaftsdisziplin **Feuerökologie** (eingedeutscht aus ***fire ecology***) innerhalb der Ökologie etablieren (Goldammer 1978). Das sprunghaft angestiegene Interesse der Forschung konzentrierte sich zunächst auf die nordamerikanischen Verhältnisse. Dennoch wurden in den Feuerökologiekonferenzen bald auch die ersten Arbeiten über die Tropen, beispielsweise der Schwerpunkt der afrikanischen Savannen, vorgetragen (TTFEC 1972). Zwei Jahre später wurden auch Beiträge aus Europa (vor allem aus dem Mittelmeerraum und Skandinavien) veröffentlicht (TTFEC 1973). Das zunehmende Wissen über die ökologische Bedeutung des Feuers in den nordamerikanischen Waldgesellschaften konnte den US Forest Service nicht mehr unbeeinflusst lassen. Mit Beginn der 70er Jahre wurde die Feuerpolitik mehr und mehr dem Prinzip des ***fire by prescription*** untergeordnet, das die "naturgemäße" Rolle des Feuers in die Behandlung von Waldökosystemen, vor allem der ***wilderness***, zu

integrieren versuchte. Nachdem der US Forest Service 1974 den Wechsel der Feuerpolitik von ***fire control*** zu ***fire management*** angekündigt hatte (u.a. DeBruin 1976), dokumentierte die Bundesforstverwaltung 1976 mit dem Symposion "***Fire by Prescription***" (Atlanta, Georgia) ihre Ernsthaftigkeit, den Technologie-Transfer von der Wissenschaft in die Praxis zu vollziehen (Vité und Goldammer 1977).

Tab.19. Entwicklung der Feuerschutzpolitik der amerikanischen Bundesforstverwaltung (US Forest Service) (nach Pyne [1982], erweitert)

Zeitliche Entwicklung	Vordringliches Feuerproblem	Feuerpolitik	Feuer-Management		Forschung
			Strategisches Konzept	Umsetzungskonzept	
1910-1929	Feuerprobleme in der Erschließung, Besiedlung und Bewirtschaftung der Waldlandschaft (***frontier fire***)	Ökonomische Theorie	Systematischer Feuerschutz (Verhütung und Bekämpfung)	Stärkung des Einflusses der Verwaltungsbehörden	Feuer als Problem der Forstwirtschaft: Ökonomie, Planung, Statistik
1930-1949	Feuerprobleme im besiedelten ländlichen Raum (***backcountry fire***)	***10 a.m. Policy***	Bekämpfung im vorgegebenen Zeitrahmen	Massiver Einsatz von Personal	
1950-1970	Feuersturm [Waldbrandkatastrophe] (***mass fire***)	***10 a.m. Policy***	Bekämpfung von Waldbränden extrem hoher Intensität	Mechanisierung, Technologie-Transfer	Feuerphysik: Labor- und Freilandexperimente
1971-heute	Feuer in Ökosystemen	Feuer nach Vorschrift (***fire by prescription***)	Veränderung des Brennmaterial-Komplexes (***fuel-management***)	Kontrolliertes Brennenlassen (***prescribed burning, broadcast fire***)	Feuer als ökologischer Faktor: Impakt natürlicher, unkontrollierter und kontrollierter Feuer

Der Weg Nordamerikas von ***fire control*** hin zum ***fire management***, wie ihn Pyne (1982, 1990) aus der Sicht des Umwelthistorikers beschrieb, ist zusammenfassend hier nochmals in Tab.19 dargestellt. Die Parallele der Entwicklung in den Tropenländern der Kolonialmächte ist vorhanden, aber nur von kurzer Dauer: Die oben beschriebenen Entwicklungen in Asien und in Amerika wurden in ihrer ersten Phase ganz erheblich durch deutsche Forstleute und ihr tradiertes, dogmatisches Denken beeinflusst.

Während sich die weitere Entwicklung in Nordamerika (USA und Kanada) und Australien von der ***fire conservancy*** weitgehend befreien konnte, so wurden die Tropenländer mit dem Feuerkonflikt weitgehend allein gelassen. Die Entlassung der ehemaligen Kolonien in die Unabhängigkeit und die in den letzten Jahren sich verschärfenden sozioökonomischen und ökologischen Probleme gingen mit der Stagnation von ökologischer und forstwissenschaftlicher Grundlagenforschung einher und führten zu keiner weiteren Entwicklung des Integrierten Feuer-Managements.

Die deutsche Forstwissenschaft blieb von der Weiterentwicklung in der Grundlagen- und angewandten Waldbrandforschung und der Feuerökologie bis in die 2.Hälfte der 70er Jahre ebenfalls weitestgehend unberührt (Lockert 1991). Das traditionelle Verständnis von Waldschutz und Waldbau, das Fehlen größerer, unberührter Naturräume und die geringe Bedeutung natürlicher Feuer in Mitteleuropa schließen bis heute die Integration des Feuers in die Behandlung von Wäldern und der offenen Landschaft aus.

Frühere Beobachtungen deutscher Forstleute über die Funktion des Feuers in mittel- und osteuropäischen Waldgesellschaften blieben unbeachtet. So hatte etwa Conrad (1925) einen Artikel mit der Überschrift "Das Bodenfeuer als Freund des Forstmannes" veröffentlicht. Andere Arbeiten beschrieben die Nutzung von Feuer zur Verbesserung der Naturverjüngung von Kiefern (Recke 1928) oder zur Pflanzvorbereitung in Heidegesellschaften (Meinecke 1927). Eine wichtige waldbaulich-ökologische Studie von Müller (1929) zeigte die Rolle des Feuers in der Entwicklung südosteuropäischer Urwälder (Rhodopen) auf, in der er unter anderem den Begriff "Branddurchforstung" einführt. Auch die bereits in Abschnitt 3 erwähnte Arbeit von Busse (1908) über "Die periodischen Grasbrände im tropischen Afrika, ihr Einfluss auf die Vegetation und ihre Bedeutung für die Landeskultur" verhallte ungehört.

Die fehlende Entwicklung in der Grundlagenforschung und der Anwendung von Prinzipien des Integrierten Feuer-Managements, die die ökosystemare Funktion des Feuers mit einbezieht, konnte sich im Nachkriegs-Deutschland auch nicht auf die deutschen forstlichen Entwicklungsprojekte in den Tropen auswirken. Die Arbeiten des Autors, der in den vergangenen Jahren versucht hat, hierzu die notwendigen Grundlagen zu schaffen, sind unter dem Einfluss der modernen nordamerikanischen Ökologie und speziell der Feuerökologie entstanden. Bei diesem "Rücktransfer" oder "Rückkoppelungsprozeß" der forstlichen Grundlagenforschung spielte die Tall Timbers Research Station wiederum eine zentrale Rolle (Komarek 1977a).

4.1.3 "Naturgemäßes" Feuer-Management in der Krise: Die Auswirkungen der Yellowstone-Feuer von 1988

Bevor im nächsten Abschnitt auf die Möglichkeiten und Grenzen des Integrierten Feuer-Managements in der Bewirtschaftung und im Schutz tropischer Wald- und Savannenvegetation eingegangen wird, soll noch ein Blick auf die jüngste Krise dieser Konzeption geworfen werden.

Diese Krise wurde durch den trockenen nordamerikanischen Sommer von 1988 herbeigeführt, in dem 153.662 Wildfeuern eine Brandfläche von insgesamt $2{,}3 \times 10^6$ ha (auf Bundes- und Landesgebiet und privatem Land) hinterließen. Von diesen Feuern erregte der Waldbrand im **Yellowstone National Park** größte öffentliche Aufmerksamkeit, der als Management-Feuer (***prescribed natural fire***) den geduldeten Anfang nahm, sich dann aber unkontrollierbar ausweitete und auch nicht durch die Investition von etwa 100 mio US-$ und den Einsatz von 25.000 Feuerwehrleuten und Armeepersonal gestoppt werden konnte. Erst die einsetzenden Herbstregen begrenzten die Feuerperimeter, und die Brandfläche in der Greater Yellowstone Area betrug dann etwa 552.000 ha (Wuerthner 1988; Jenkins 1989).

Eine Brandfläche im Umfang von einer halben Million Hektar in einem der bekanntesten und sehr beliebten Nationalparks der USA, das führte zwangsläufig zu einer öffentlichen Kontroverse über das Feuer-Management-Politik der Nationalparks und darüber hinaus insgesamt in der Forstwirtschaft bzw. dem Land-Management.

Die Neuorientierung des Feuer-Managements auf eine ökologische Grundlage hatte in den Nationalparks um 1967-68 ihren Anfang gefunden. Ihr lagen Überlegungen zugrunde, dass in naturbelassenen oder naturnah zu bewirtschaftenden Wald- und anderen Landflächen das Feuer eine entscheidende Rolle in der natürlichen Dynamik der Vegetationsentwicklung (Verjüngung, Artenverteilung, Struktur von Waldbeständen, davon abhängige Wildbestandsentwicklung etc.) spielte und daher als eine natürliche ökosystemare Kraft einbezogen werden sollte. Ausschlaggebend waren die kritischen Dokumente des **Leopold Report** (1963) und, für die übrigen Bundesbehörden, des **Wilderness Act** von 1964 (Pyne 1989), die diese neue Naturschutzpolitik postulierten.

In den Nationalparks, und dabei insbesondere zunächst in den Parks mit einem wesentlichen Anteil von Mammutbaumbeständen (*Sequoiadendron giganteum* [Lindl.] Buchholz, *Sequoia sempervirens* [D.Don] Endl.), die zu ihrer Erhaltung besonders abhängig von Feuer sind, wurden die Anfänge der neuen Feuerpolitik gelegt (Kilgore und Briggs 1972; Kilgore 1976). Die Management-Planungen wiesen die dem Feuer angestammte Rolle zu, indem sowohl natürliche als auch durch den Menschen entstandene Feuer durch **Brennenlassen** (ursprünglich ***let burn policy***, heute ***prescribed natural fires*** bzw. allgemein ***prescribed fires***) in die Landbewirtschaftung integriert wurden (siehe u.a. Reese *et al*. 1975; Gaidula 1976; Davis *et al*. 1980; Gruell 1980; zusammenfassend in USDA Forest Service 1985, 1986; Walstad *et al*. 1990). Die Voraussetzung zum Brennenlassen eines spezifischen Feuers werden in jedem vorliegenden Fall und aktuell beurteilt.

Im Zeitraum zwischen 1968 und 1987 wurden in den amerikanischen Nationalparks 3052 unter Kontrolle als ***prescribed fires*** brennengelassene Feuer auf einer Gesamtfläche von 294.000 ha verzeichnet (US Federal Register 1988). Von diesen Feuern wurden 63% durch Blitzschlag entzündet (auf 158.455 ha = 54% der Fläche) und 37% durch den Menschen (Fahrlässigkeit etc., auf 135.547 ha = 46% der Fläche). Diese Brände, die in ihrem Flächenanteil von natürlichen und nicht-natürlichen Ursachen etwa gleich großen Umfang einnehmen, wurden gleichermaßen in die Konzeption des Integrierten Feuer-Managements einbezogen.

In der **Greater Yellowstone Area** waren natürliche Feuer bereits lange vor Einrichtung des Nationalparks verzeichnet bzw. rekonstruiert worden. Großflächige, bestandesumwandelnde Feuer aus dem 18. und 19. Jahrhundert begründeten die heute vorhandenen *Pinus contorta*-Bestände (Davis und Mutch 1989). Seit der Begründung des Parks im Jahr 1872 wurden dann aber ein Jahrhundert lang, bis zum Jahr 1972, in dem eine integrierte Feuer-Management-Planung für den Yellowstone-Nationalpark in Kraft gesetzt wurde, alle Feuer konsequent bekämpft.

Im Frühsommer 1988 brannten im Park insgesamt 249 Feuer, davon 28 Blitzschlagfeuer, die in Erwartung eines "normalen" Sommers als Management-Feuer eingestuft und deswegen nicht bekämpft wurden. Während 12 dieser Blitzschlagfeuer von alleine erlöschten, gerieten die übrigen Feuer mit zunehmender Sommertrocknis außer Kontrolle (US Federal Register 1988; Davis und Mutch 1989).

Die sich aus daraus ergebende Debatte in der Öffentlichkeit, die unter einem Schock über die "Vernichtung" eines Viertels der Nationalparkfläche zu stehen schien, entwickelte Formen einer Umwelt-Hysterie, die das Konzept des naturgemäßen Feuer-Managements völlig infrage stellte.

Von Seiten der Wissenschaft und der Administration wurde die hohe Feuerintensität, die eine erfolgreiche Bekämpfung und Begrenzung der Brandfläche unmöglich machte, vielfach auf diese einhundertjährige Periode des Feuerausschlusses und der "unnatürlichen" Akkumulation des Brennmaterials zurückgeführt. Damit sollte die ungewöhnliche Dimension dieser Feuer erklärt und als Folge eines bis in jüngere Zeit vorherrschendes konservatives und naturfremdes Dogma hingestellt werden.

Dieser Argumentation kann nicht ausschließlich gefolgt werden, da eine feuerfreie Periode in den nördlich gemäßigten und borealen Ökosystemen von mehreren hundert und bis zu tausend Jahren als ebenfalls durchaus natürlich angesehen werden können. Pyne (1989) meint hierzu, dass die Greater Yellowstone Area durchaus in der Lage ist, die Auswirkungen solcher extremer Feuer mit Rückkehrintervallen von 500 bis 1000 Jahren zu absorbieren.

Das von der Bundesregierung eingesetzte **Fire Management Policy Review Team** kommt in seinen Empfehlungen vom 14.12.1988 (US Federal Register 1988) zum Schluss, dass die Zielsetzungen des Integrierten Feuer-Management-Programms unverändert anstrebenswert sind, aber einer erheblichen Verfeinerung und Verbesserung bedürfen. Gleichzeitig wird klargestellt, dass der Schutz weiterer Ressourcen bei extremen Feuerlagen gewährleistet sein muss (Wakimoto 1990).

Die Empfehlungen gehen damit auf die in den letzten Jahren als erheblich gestiegene Gefährdung von Siedlungen durch Wildfeuer ein, die durch das Vordringen der Vorstädte in die Naturlandschaft bedingt ist. Dieses Problem der Feuer an der ***wildland/urban interface***, ein in den Tropen allgegenwärtiges Problem, rückte in den vergangenen Jahren zunehmend in den Mittelpunkt der Feuerpolitik, da die Gewährleistung der Sicherheit quantifizierbarer Ressourcen (Vermögenswerte) und von Menschenleben gegenüber dem Waldschutz als prioritär angesehen wurde[4].

Aus den Yellowstone-Feuern und der damit ausgelösten und derzeit nicht abschließend beigelegten Krise des Integrierten Feuer-Managements, die durch die ausgedehnten Waldbrände von 1990 eine Auflebung erfuhr, lassen sich zwei wichtige Schlussfolgerungen ziehen, die für die Verhältnisse in den Tropen gleichermaßen gelten:

I. Begrenzung natürlicher und halbnatürlicher Feuer in ungestörter Vegetation

Natürliche Wildfeuer üben eine ähnlich wichtige Funktion in der Störungs- und Entwicklungsdynamik terrestrischer Ökosysteme aus, wie die anderen abiotisch bedingten Störfaktoren (z.B. Windwurf und -bruch, Erdbeben, Hangrutschungen, Überflutungen, Blitzschlag) und die biotischen Schaderreger. In der Konzeption der naturgemäßen oder naturnahen Erhaltung von Pflanzengesellschaften (z.B. in Nationalparks, Bannwäldern, **Wilderness Areas**) ist die Einbeziehung dieser Störfaktoren folgerichtig. Dies betrifft auch "halbnatürliche" Feuer, d.h. diejenigen Brände, die zwar durch Menschen verursacht wurden, aber unter den gleichen ökologischen Rahmenbedingungen auftreten.

Unter dem gegenwärtigen und weiter steigenden Druck der Anforderungen an den Raum und das Potential der Naturlandschaft wird der Begriff "Natürlichkeit" andererseits zunehmend zu einer Fiktion. Ebenso wie eine Art ein Mindestareal zur Erhaltung benötigt, so trifft dies auch für das Ökosystem und für natürliche Ökosystemprozesse zu. Das erforderliche Areal, in dem natürliche, großräumige Störungen funktional wirksam werden können, ist in der vom Menschen besiedelten Landschaft der Industrie- und Entwicklungsländer nicht mehr zu finden. Ausnahmen sind die dünn besiedelten und wenig erschlossenen Landschaftsräume der nördlich-borealen Waldgesellschaften bzw. der circumpolaren Tundra. Diese Naturräume weisen einen Umfang auf, in denen Feuer in den Ausmaßen der Yellowstone-Brände mit einbezogen werden können.

Bezieht man einen natürlichen Ökosystemprozess, wie er durch das Feuer ausgelöst wird, auf ein abgegrenztes Areal, dann sind der Störungsgröße Grenzen gesetzt. Eine Brandfläche von 550.000 ha in einem Naturschutzgebiet gleicher Größe ist mit der Konzeption der "Naturerhaltung" schwer vereinbar, da

[4] Die Einschätzung dieser als "neu" angesehenen Gefährdung drückt sich in einer Reihe von Initiativen in der Forschung und Maßnahmen in der Anwendung aus, beispielsweise in den Ergebnissen der **National Wildland/Urban Fire Protection Conference** (NFPA 1987a) oder dem **Wildfire Strikes Home Newsletter** (NFPA 1987b; USDA Forest Service 1988a).

die Zielsetzungen des Naturschutzes (Arten- und Ökosystemschutz) sich in der Regel auf das gesamte Artenpotential (Diversität) und die räumlichen und zeitlichen funktionalen ökosystemaren Prozesse beziehen. Im Fall der Yellowstone-Feuer, die etwa ein Viertel der Nationalparkfläche umfassten, war die **relative Störungsgröße** trotz des feinen feuerinduzierten Vegetationsmosaiks damit auch noch zu groß.

Die räumlichen Überlegungen sind abhängig von den zeitlichen Größenordnungen, die in den Störungs- und Regenerationsprozessen eine Rolle spielen. Wird das Vegetationsmosaik beispielsweise durch ein kurzes Rückkehrintervall des Feuers bestimmt, dann kann das Ausmaß des Feuermosaiks durchaus Flächen einnehmen, das in Relation zum Gesamtareal sehr groß ist (Beispiel: tropische Feuerregime III, IV, VI bzw. Feuerregime 1 und 2 nach Kilgore [1981]; Abschn.3).

Bei Langzeitintervallen von mehreren Jahrzehnten oder Jahrhunderten (tropisches Feuerregime II bzw. die entsprechenden nordamerikanischen Regime 4-6), die durch bestandesumbildende bzw. -erneuernde Feuer hoher Intensität charakterisiert sind, verhält sich das anders. Zur Wiedererreichung der Strukturen des Ausgangsbestandes, werden erheblich längere Zeiträume benötigt. Zwischen dem Beginn der durch bestandeserneuerndes Feuer ausgelösten Sukzession und dem Erreichen der Zerfallsphase des borealen Nadelwaldes, die durch das biologische Höchstalter der charakteristischen Koniferen bestimmt wird, liegen mehrere hundert bis tausend Jahre. Dieser Zustand der Maturität und beginnenden Überalterung eines Ökosystems, vielfach als "Klimax" bezeichnet", ist aus ökologischer Sicht wichtig und erhaltenswert. Um in den Waldreservaten von heute den Ausgangszustand nach einem solchen Störungseingriff durch Feuer wiederzuerlangen, müßten Planungszeiträume bis in die Mitte des nächsten Jahrtausends berücksichtigt werden.

Für die Rehabilitation großflächig von Feuer umgewandelter tropischer Regenwälder kommen gleiche zeitliche Dimensionen infrage; genaue Kenntnisse liegen hierzu allerdings nicht vor.

Es lässt sich zusammenfassen, dass den natürlichen und halbnatürlichen Feuern in langen Rückkehrintervallen, trotz der erkannten ökologischen Funktion und Notwendigkeit ihres Auftretens, heute mangels verfügbarer zusammenhängender Flächen Grenzen gesetzt sind. Die Alternative besteht allerdings nicht im Feuerausschluss und funktionalen Substitutionsmaßnahmen, sondern in der räumlichen und zeitlichen Steuerung und Begrenzung der bestandeserneuernden Feuer durch Planungen des Integrierten Feuer-Managements.

II. Konflikte mit der Öffentlichkeit

Ein weiteres Dilemma der Konzeption des Integrierten Feuer-Managements liegt in der Anwendung. Die Steuerung des anthropogenen und natürlichen Feuers verlangt einerseits den Ausschluss unkontrollierter, der Zielsetzung der Bestandesbewirtschaftung widersprechender Feuer (Schadfeuer, Wildfeuer). Dieser Feuerausschluss setzt weitgehendes Einverständnis mit der Öffentlichkeit im Sinne der Feuerverhütung (über Öffentlichkeitsarbeit) und ggf. auch bei der Feuerbekämpfung (über Zusammenarbeit) voraus. Andererseits versuchen sowohl der Naturschutz und die Forstwirtschaft als auch die Landschaftspflege, das kontrollierte natürliche oder das kontrolliert gelegte Feuer aktiv in das Vegetations-Management einzubringen.

Für die Öffentlichkeit - den Laien - erscheint dies als ein Widerspruch, der offensichtlich nur sehr schwer zu verstehen ist. Der Versuch, das Integrierte Feuer-Management der ländlichen und auch städtischen Bevölkerung plausibel zu machen - hier das Brennverbot, dort das unter wissenschaftlicher Zielvorgabe benötigte und gelegte Feuer -, hat sich in vielen Fällen als schwierig und sogar unmöglich erwiesen. Die restriktive Politik der ***fire conservancy*** in den USA, repräsentiert durch das erfolgreiche Symbol der Feuerverhütung **Smokey Bear** ("**only YOU can prevent forest fires**") (zusammenfassend in Morrison 1989), erwies sich anfänglich als ein Hindernis für eine neue und hochdiversifizierte Feuerpolitik. Wenn in den USA dieses Dilemma aufgrund der ungewöhnlich hohen Bedeutung des Feuers in den dortigen Ökosystemen, der weiten Verbreitung des kontrollierten Brennens und der massiven Aufklärungsarbeit für lange Zeit noch überwindbar schien, so zeigten die Yellowstone-Feuer von 1988 die Grenzen des

öffentlichen Verständnisses der neuen Feuerpolitik auf.

In den übrigen Industrieländern, wie etwa den Mittelmeer-Anrainerstaaten, in denen sich eine ähnliche Herausforderung an das Ökosystem-Management stellt, und vor allem in den Entwicklungsländern im Raum der Tropen und Subtropen scheint dieses Problem der Kompatibilität mit der Öffentlichkeit nahezu unlösbar.

Sofern die Voraussetzungen eines öffentlichen Verständnisses nicht vorliegen, läßt sich ein Integriertes Feuer-Management, das die jederzeitige Kontrolle über das Ausmaß und die Auswirkungen der Feuer beinhaltet, nicht umsetzen.

4.2 Entwicklung von Konzeptionen des Integrierten Feuer-Managements für die Tropen

Aus den in den vorhergehenden Abschnitten zusammengetragenen Grundlagen der Feuerökologie tropischer Waldgesellschaften und anderer tropischer Vegetation lassen sich einige Prämissen und Forderungen ableiten, die den Rahmen für Strategien oder Konzepte des Integrierten Feuer-Managements unter den Verhältnissen der Tropen und Subtropen wesentlich bestimmen:

- Es ist unter den gegenwärtigen und absehbaren demographischen, sozio-ökologischen und politischen Bedingungen der Tropenländer (weitestgehend "Entwicklungsländer") nicht zu erwarten, dass der Feuerdruck auf die Landschaft abnehmen wird. Es ist im Gegenteil damit zu rechnen, dass zunehmende Unkontrollierbarkeit der rapide anwachsenden Bevölkerung und verbreiterter Analphabetismus im ländlichen Raum zu einer weiteren Steigerung des Vorkommens unkontrollierter (anthropogener) Wildfeuer in einer zunehmend savannisierten Vegetation führen wird.

- Damit kann eine Politik des Feuerausschlusses nur auf sehr begrenztem Raum, d.h. bei völliger Kontrollierbarkeit aller menschlicher Aktivitäten in einem Bezugsgebiet, als realistisch und erfolgreich angesehen werden.

- Die Produktivität der Standorte bzw. Vegetation, die nicht einer intensiven forst- und landwirtschaftlichen Bewirtschaftung unterliegen, muss einer besseren Nutzung zugeführt werden. Die auf diesen Flächen produzierte Biomasse sollte weitestgehend gezielt verwertet (Nahrungsmittelproduktion, Energiebereitstellung), anstatt unkontrolliert und ungenutzt verbrannt zu werden.

- Die nicht für die forst-, agrar- und viehwirtschaftliche Verwertung oder zur Energiegewinnung geeignete Biomasse darf keine Schadfeuergefährdung (Wildfeuer) für die auf der gleichen Fläche nutzbare Vegetation darstellen; gleichermaßen müssen die potentiellen Auswirkungen der unkontrollierten Feuer in der nicht genutzten Vegetation auf die übrige Umwelt weitestgehend ausgeschlossen werden.

- Aufgrund übergeordneter Überlegungen sollte dennoch die Biomassedichte pro Flächeneinheit möglichst hoch sein (Kohlenstoffbindung). Sie kann langfristig beispielsweise über den Erhalt oder Aufbau eines Baum-Stratums erreicht werden, das ein geringes Wildfeuerpotential aufweist (bei unkontrollierten Feuern geringe potentiell brennbare Biomasse).

Da das Feuer im Verein mit anderen Degradationsfaktoren die Entwicklung der tropischen Vegetation und insbesondere das Schicksal des Tropenwaldes weitestgehend bestimmt, kann das Feuer-Management nicht als eine isolierte Maßnahme des Wald- und Vegetationsschutzes verstanden werden. Das Feuer-Management rückt hingegen zunehmend in den Mittelpunkt der Landschafts- und Ressourcenplanung und muss sich daher als eine integrierte Maßnahme (Integriertes Feuer-Management) verstehen.

Die Komponenten des Integrierten Feuer-Managements, die in Abb.36 übersichtlich zusammengefasst sind, erfordern allerdings eine umfassende Kontrolle (Einwirkungsmöglichkeit) über die Wald- und

Savannengebiete. Die Entscheidung, einen Vegetationstyp von Feuer freizuhalten, ihn unkontrolliertem Feuer auszusetzen oder das Feuer ausschließlich unter kontrollierter Steuerung einzusetzen, setzt entsprechende biologisch-ökologischen Kenntnisse voraus und richtet sich nach den realistischen Zielvorgaben der Ressourcenplanung. Waldentwicklung und waldbauliche Planung sind vom vorherrschenden Feuerregime abhängig bzw. können durch die Maßnahmen des Integrierten Feuer-Managements weitestgehend bestimmt werden. Bei der Vielzahl von möglichen Entscheidungen lokaler Natur sind aber auch überörtlich bedeutsame Prozesse zu berücksichtigen (Abschnitt 5).

Bei der Formulierung integrierter Feuer-Management-Konzepte in tropischen und subtropischen Wald- und Savannenformationen muss realistischerweise davon ausgegangen werden, daß sowohl das Feuer als auch andere auf die Vegetation einwirkenden Einflussfaktoren in erster Linie anthropogener Natur sind. Natürliche Feuer (Blitzschlagfeuer) und andere natürliche biotische Störungen (beispielsweise durch Wildtiereinfluss) und abiotische Störungsprozesse (Hurrikane, Erdrutsche etc.) treten in ihrer *relativen* Bedeutung zunehmend zurück. Bis auf Naturwaldreservate (und auch andere Biosphären-Reservate) rückt die Nutzung der Vegetation durch den Menschen in den Vordergrund, so dass die "Natürlichkeit" tropischer Vegetation räumlich sehr stark eingeschränkt wird und natürliche Feuerregime entsprechend an Bedeutung verlieren.

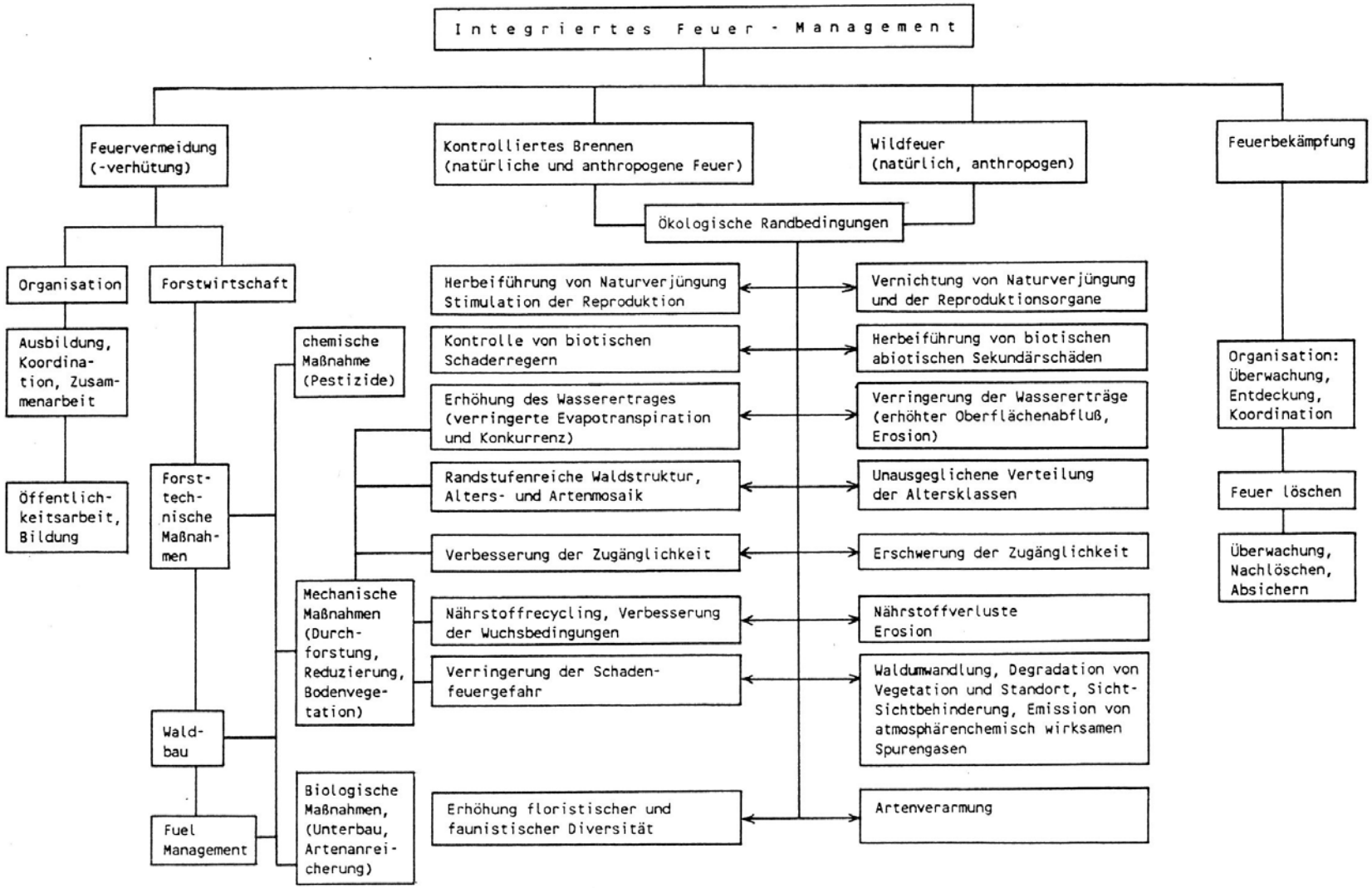


Abb. 36. Schema der Komponenten des Integrierten Feuer-Managements (nach Goldammer 1986b)

4.2.1 Integriertes Feuer-Management in der Praxis

Aus den in Abschnitt 3 zusammengefassten Informationen über den Impakt und die Wirkungsmechanismen des Feuers in ausgesuchten Waldgesellschaften und anderen Vegetationsformen der Tropen und Subtropen lassen sich die möglichen Maßnahmen des Feuer-Managements auf einige grundsätzliche Handlungsoptionen reduzieren. In Tabelle 20 sind diese in übersichtlicher Form zusammengefasst.

Etwas ausführlicher soll an dieser Stelle auf ein Landnutzungssystem eingegangen werden, das einmal die Anforderungen der Mehrzwecknutzung erfüllt, sich darüber hinaus aber auch durch eine hohe Unempfindlichkeit gegenüber unkontrollierten Wildfeuern auszeichnet, die durch die Integration des kontrollierten Brennens und der kontrollierten Beweidung erreicht wird.

Die Forderung nach einem produktiven Landnutzungssystem mit hoher "Betriebssicherheit" gegen unkontrolliertes Feuer und andere abiotische und biotische Schäden kann in einem agroforstlichen System erfüllt werden. Dem liegen die Überlegungen zugrunde, daß die Bodenvegetation unter einem Oberstand von Bäumen so intensiv genutzt wird, dass die Brennbarkeit bzw. die potentielle Energiefreisetzung bei einem unkontrollierten Feuer gering bleibt.

Neben Anbaumethoden mit intensiver Bodenbearbeitung bietet sich für ein solches System die Waldweide (kontrollierte Beweidung, ***prescribed grazing*** [Goldammer 1988b]) an. Derartige kombinierte **silvopastorale** Nutzungssysteme sind - wie bereits weiter oben beschrieben - in traditionellen, meist aber weitgehend unkontrollierten Formen gängige Praxis in den Kulturkreisen der saisonalen Wald- und Savannenländer. Im Südosten Nordamerikas setzen sich Waldweidesysteme zusehends durch. Durch die räumliche und zeitliche Steuerung der Beweidungsintensität lassen sich gezielt Wirtschaftsbaumarten fördern und konkurrierende Begleitvegetation unterdrücken (zusammenfassend in Valentine 1990).

Bei der Konzipierung eines silvopastoralen Systems sind folgende Überlegungen anzustellen:

Auswahl der Baumarten und Zielsetzung der Holzproduktion

Die beteiligten oberständigen Baumarten sollten feuertolerant sein und vom Weidevieh nicht angenommen und anderweitig geschädigt (z.B. nicht im jüngeren Alter verbissen und im höheren Alter geschält) werden. In Pflanzverbänden zwischen 5x5 m (400 Bäume ha^{-1}) und 10x20 m (50 ha^{-1}) nehmen die Bäume solitären Charakter an. Stark- und Wertholzproduktion, besonders bei tropischen Kiefernarten geeignet, erfordern Grünästung.

Auswahl der Weidegrundlage

Die in den derartig aufgebauten offenen Naturwäldern oder Aufforstungen am Standort natürlich vorkommende Grasschicht und ggf. die Strauchschicht müssen vom Weidevieh angenommen werden oder es muß durch Einsaat eine entsprechende Weidegrundlage geschaffen werden.

Tab.20. Ökologische, ökonomische und Mangement-Aspekte von Optionen des Integrierten Feuer-Managements in verschiedenen tropischen Waldformationen und anderer Vegetation

	Ökologische und ökonomische Aspekte	Laubabwerfende, saisonale Waldgesellschaften (z.B. *Tectona grandis*)	Nadelwälder (z.B. *Pinus* spp.)	Industrieplantagen (z.B. *Pinus* spp., *Eucalyptus* spp.)	Silvopastorale Systeme (z.B. offener Kiefernwald mit Beweidung)	Grassavannen (z.B. extensiv genutztes Weideland)
Feuerausschluss	Ökologische Auswirkungen	Hohe Diversität an Arten, Habitaten und Nischen. Bodenschutz und Wasserertrag groß	Verdrängung der Koniferen zugunsten feuerempfindlicher Laubholzarten. Anstieg von Artenvielfalt, Bodenschutz und Wasserertrag	Akkumulation von brennbarer Biomasse. Einwanderung autochthoner Vegetation in zunehmendem Bestandesalter	Invasion bzw. Sukzession von Pflanzen, die nicht für Beweidung geeignet sind. Aufwuchs eines Unterstandes	Progressive sukzessionale Entwicklung in Richtung einer Busch- bzw. Baumsavanne. Förderung feuerempfindlicher Arten
	Wirtschaftliche und Management-Implikationen	Wirtschaftliche Holzproduktion evtl. schwierig aufgrund hoher Artenvielfalt. Höhere Erträge von Nicht-Holzprodukten	Wirtschaftliche Holzproduktion schwierig aufgrund hoher Artenvielfalt	Holzproduktion aufwendig, da forsttechnische Arbeiten behindert werden. Extrem hohes Risiko von Schadfeuern (Vollfeuer)	Bewirtschaftung nur bei intensiver Beweidung und mechanischer Behandlung	In der Praxis nicht durchführbar
Unkontrollierte Wildfeuer	Ökologische Auswirkungen	Selektion feuertoleranter Arten. Artenverarmung. Offener Wald mit Tendenz zur Degradation	Rückzug feuerempfindlicher Arten. Förderund der feuertoleranten Kiefer. Schadfeuergefahr und nachfolgende Degradation, v.a. durch Sekundärschäden	Vernichtung der Bestände durch Vollfeuer	Unkontrollierte Selektion nach Zufälligkeit, Erhaltung der Offenheit der Bestände	Erhaltung der Feuerklimax
	Wirtschaftliche und Management-Implikationen	Steuerung der Artenzusammensetzung und Altersklassenaufbau außer Kontrolle	Tendenz der Überalterung und Degradation	Zielsetzung der Bewirtschaftung gefährdet, wenn kein effizientes System der Waldbrandverhütung und -bekämpfung vorhanden ist	Unkontrollierte Weiterentwicklung (Degradation, Verlust an Produktivität)	Erhaltung der Produktivität abhängig von Feuerintervall und Artenzusammensetzung
Kontrolliertes Brennen	Ökologische Auswirkungen	Gesteuerte Selektion der Arten. Stimulation nach Ernte von Nicht-Holzprodukten verbessert	Gezielte Förderung der Koniferen. Reduzierung der Schadfeuergefahr	Erhaltung der angestrebten Monostruktur. Erhöhung von Vitalität und Wasserversorgung. Reduzierung der Schadfeuergefahr	Kontrollierte Förderung erwünschter Baumarten und Futterpflanzen	Kontrollierte Förderung erwünschter Gras-, Kraut-, Busch- und Baumarten
	Wirtschaftliche und Management-Implikationen	Ein Integriertes Feuer-Management-System erfordert die Kenntnis ökologischer Grundlagen, die Verfügbarkeit ausgebildeten Personals und infrastruktureller Einrichtungen, um unkontrollierte Feuer zu verhüten und zu bekämpfen und den sicheren Einsatz des kontrollierten Feuers zu gewährleisten.				

Beweidungsintensität

Der Viehbesatz bestimmt den Beweidungsdruck in silvopastoralen Systemen. Die Beweidung muss so gesteuert werden, dass einerseits die konkurrierende natürliche Vegetation weitestgehend durch das Vieh genutzt wird, die Wirtschaftsbaumarten hingegen verschont bleiben. Insbesondere in der Verjüngungsphase der Wirtschaftsbaumarten darf ein kritischer Beweidungsdruck nicht überschritten werden.

Behandlung der übrigen Bodenvegetation

Die nicht verwertete Bodenvegetation, sofern sie nicht einem jahreszeitlichen biologischen Abbauprozess unterliegt, kann mit Hilfe des kontrollierten Feuers zurückgebrannt werden. Die Streu bzw. die Astungs- und ggf. Durchforstungsabfälle werden ebenfalls regelmäßig kontrolliert herausgebrannt.

Hinsichtlich der Schadfeuergefährdung wirkt sich die Reduzierung der Bodenvegetation durch kontrollierte Beweidung und kontrolliertes Brennen folgendermaßen aus:

- Die Entzündlichkeit der Bodenvegetation und die potentielle Energiefreisetzung, und damit die Intensität unkontrollierter Feuer, werden reduziert.

- An die Bestände von außen heranlaufende Feuer verlangsamen ihre Ausbreitung bzw. erlöschen.

- Die Bekämpfung von unkontrollierten Feuern wird durch die reduzierte Feuerintensität und die bessere Begehbarkeit erleichtert.

Neben der Holzerzeugung ist die tierische Produktion auf solchen silvopastoralen Flächen ein wichtiger Anlaß zur Erprobung derartiger Systeme mit *Pinus* spp. in Chile (Peñaloza *et al*. 1983), Neuseeland (New Zealand Forest Service 1982) und Griechenland (Liacos 1988). Bei einer für Beweidung nutzbaren Biomasse von 1 t ha^{-1} ist in den mediterranen warmen Koniferenwäldern nach den Berechnungen von Liacos (1988) eine jährliche Fleischproduktion von 60-100 kg ha^{-1} möglich.

Die verminderte Konkurrenz um begrenzende Wachstumsfaktoren, insbesondere des Wassers, kann in weitständigen Beständen bzw. bei solitären Bäumen zu verbesserten Wuchsbedingungen und Erhöhung der Vitalität - und damit der Abwehrkraft gegenüber Schaderregern und anderen Umweltbelastungen - führen. Liacos (1988) zeigte nicht nur die erhöhte Wuchsleistung der intensiv beweideten und durchbrannten Waldweideflächen mit *Pinus brutia*-Beständen auf, sondern auch den verringerten Wasserstress (s.a. Abschn. 3.5.3.2). Die erhöhte Standfestigkeit quasi solitärer Bäume gegen den mechanischen Einfluss von Wind (Windwurf) ist ein weiterer Vorteil eines solchen Systems, der sich insbesondere in den sturmgefährdeten Regionen der Tropen und Subtropen bestandesstabilisierend auswirken kann (besonders in den ***hurricane forests***). Zusammenfassend sind die Zielsetzungen und Wirkungsmechanismen silvopastoraler Systeme in Tabelle 21 dargestellt. In den Abbildungen 37a/b werden Beispiele von Kiefern- und Eukalyptusaufforstungen gezeigt, die ein silvopastorales System mit integrierter Feueranwendung veranschaulichen.

Abb.37a-b. Ansichten silvopastoraler Landnutzungssysteme, wie sie potentiell für ein integriertes Weide- und Feuer-Management geeignet sind (siehe Text). Das Beispiel der Waldweide in offenen Kiefernbeständen (*P.radiata*) stammt aus Neuseeland (a), die untere Ansicht (b) des durchbrannten und beweideten Eucalyptus-Bestandes (*E.globulus*) aus Nord-Argentinien (Fotos: Goldammer).

Tab.21. Potentielle Zielsetzungen und erforderliche Maßnahmen bzw. Mechanismen von silvopastoralen Landnutzungssystemen in den Tropen und Subtropen

Zielsetzung eines silvopastoralen Systems		Erforderliche Maßnahmen	Mechanismen
Erhöhung der Produktivität	Ertrag und Qualität der Holzprodukte	-Weiter Pflanzverband -Intensive selektive Durchforstung -Aufasten -Düngung -Kontrolliertes Brennen -Kontrollierte Beweidung	-Reduzierung der Konkurrenz -Erhöhung der Verfügbarkeit von Wasser
	Viehwirtschaftliche Erträge	-Aufasten -Kontrolliertes Brennen -Einsaat von Futterpflanzen -Düngung	-Verbesserung der Begehbarkeit -Reduzierung des Hitzestresses
Erhöhung der Stabilität (Wald)	Reduzierung der Wildfeuergefahr	-Reduzierung von brennbarer Bodenauflage bzw. Unterstand durch kontrolliertes Brennen und/oder kontrollierte Beweidung	-Reduzierung des Energiepotentials
	Widerstandsfähigkeit gegen Schaderreger	-Erhöhung der Vitalität aufgrund veränderter Konkurrenz (günstigere Ausformung von Kronen und Wurzeln)	-Reduzierung des Wasser-Stresses

4.2.2 Infrastrukturelle, administrative und politische Rahmenbedingungen für nationale und internationale Entwicklungsvorhaben

Die wichtigste Voraussetzung zur Einführung eines Feuer-Management-Systems besteht in der flächendeckenden Kontrollierbarkeit des Landes. In den meisten Entwicklungsländern, aber auch in großen Landflächen der Schwellenländer, liegt diese Voraussetzung nicht vor. Mangelnde Erschließung des Landes und eine schwach ausgebaute oder häufig nicht vorhandene Organisation des Waldschutzes (oder generell des ***land management***) sind hierfür genauso eine Ursache, wie die insgesamt ökonomisch und oft auch politisch schwierige Lage, in der sich viele Nationen in den Regionen der Tropen und Subtropen befinden. Hinzu kam bis vor wenigen Jahren noch das mangelnde Problembewusstsein bei den verantwortlichen Stellen in Politik und Verwaltung.

Erst mit der international aufkommenden Diskussion um den Schutz des Tropenwaldes seit Mitte der 80er Jahre sind auch in den betroffenen Ländern Maßnahmen der Gegensteuerung eingeleitet worden. Die Maßnahmen, die Brasilien ergriffen hat, um die unkontrollierte Waldrodung im Amazonasbecken unter Kontrolle zu bekommen, haben dabei beispielsweise auch das Feuerproblem berührt. Da die Umwandlung des Regenwaldes in Weideland und die Bewirtschaftung dieser Weideflächen den Einsatz des Feuers erfordern, wurde in Brasilien erstmalig die Fähigkeit von raumgestützten Fernerkundungssensoren genutzt, um diese Aktivitäten zu lokalisieren (s. Abschn. 5.1.1). Trotz systembedingter Einschränkungen wurden von der Regierung die Voraussetzungen für ein effizientes Handeln der Forstpolizei geschaffen, die mit Hilfe der Information durch Satelliten in der Lage ist, Feueraktivitäten in entlegenen Regionen zu orten und diese entweder genehmigten Maßnahmen zuzuordnen oder ggf. dagegen vorzugehen. Der wichtige Schritt, der hier in Brasilien vollzogen wurde, ist die Umsetzung einer Waldschutzgesetzgebung, wie sie "auf dem Papier" in vielen Ländern vorhanden ist, mit Hilfe moderner, aber durchaus angepasster technischer Hilfsmittel.

Indonesien versucht gegenwärtig einen konsequenten Aufbau eines nationalen Feuer-Management-Systems zu betreiben.[5] Die Zielsetzung dieses Systems ist, dass die für das ***land management*** zuständigen Stellen in der Lage sind, (1) die erforderliche Nutzung des Feuers in der Vegetationsbehandlung zu ermöglichen, (2) das tolerierbare Ausmaß unkontrollierter Feuer zu definieren und (3) die Schwelle zu bestimmen und einzuhalten, ab der die Bekämpfung unerwünschter Feuer - in welchem Vegetationstyp auch immer - erfolgen muss.

Die Voraussetzungen für ein operationales System müssen dabei in verschiedensten Sektoren und Ebenen der Verwaltung sowohl in legaler und administrativer, als auch in infrastruktureller Hinsicht geschaffen werden.

[5] Das Projekt "Long-Term Integrated Forest Fire Management in Indonesia" befindet sich zur Zeit der Drucklegung dieses Buches in Vorbereitung (Bappenas 1992). Das Projekt basiert auf einem vom Autor in Zusammenarbeit mit der indonesischen Regierung erarbeiteten Konzept. Die Implementierung erfolgt durch ein Bündel von Feuer-Management-Projekten verschiedener internationaler Geber, die durch ein indonesisches Gremium koordiniert werden (s.a. Fußnote 5).

Abb.38. Die Einbeziehung der lokalen Landbevölkerung in angewandte Feuer-Management-Projekte ist unabdingbar für den Erfolg von Entwicklungsvorhaben. Die Schaffung von Arbeitsplätzen, stell-vertretend im oberen Bild (a) bei der Anlage und Pflege von Feuerschutzstreifen um neu angelegte Aufforstungen mit Teak in Burma, steht dabei an erster Stelle. Forstliche Nebennutzungen, wie das Sammeln von Brennmaterial zum Kochen (unteres Bild [b] zeigt eine Eucalyptus-Plantage in Burma), können dazu beitragen, die unmittelbare Schadfeuergefahr zu erniedrigen. Die hierbei entstehende Entzug von Nährstoffen muss allerdings kritisch untersucht werden (Photos: Goldammer, 1986).

Hervorzuheben ist dabei, dass in Indonesien versucht wird, ein intersektorales Feuer-Management-System zu entwickeln, das in der Lage sein soll, die Zuständigkeiten innerhalb eines komplexen Gefüges aus Vegetationstypen, Landnutzung, Eigentum und administrativer Zuständigkeit zu bündeln. Dazu bedarf es nicht nur der entsprechenden gesetzlichen Grundlage, sondern auch der Entwicklung von Verfahren, die das breite Spektrum der Landnutzer (von der Konzession bis zum Kleinbauern) aktiv mit in das Feuer-Management-System einbeziehen. Ein ***Burning Permit System***, das der Feuer-Management-Organisation theoretisch erlaubt, das Feuergeschehen zu kontrollieren, reicht als restriktiv regulierendes Element nicht aus. Es bedarf der Ergänzung durch Verfahren, die den einzelnen Landnutzer durch Förderung und Sanktion aktiv und unmittelbar mit einbeziehen (***Fire Prevention Incentives and Disincentives***). Der Aufbau der dazu notwendigen Infrastruktur, einschließlich moderner Kommunikations- und Überwachungstechnologien), wird durch die indonesischen Verwaltungsstellen alleine nicht aufgebaut werden können.

Das bisherige Erfahrungspotential in angewandten Entwicklungsprojekten des Feuer-Managements ist nicht sehr groß, obwohl sich in den vergangenen zwei Jahrzehnten die Aufmerksamkeit forstlicher Entwicklungsprojekte stärker dem Feuerproblem zugewandt hat. Die FAO nahm hierbei bis Ende der 80er Jahre eine führende Rolle ein. Zwischen 1970 und 1989 wurden insgesamt 66 FAO-Projekte durchgeführt, die sich entweder ausschließlich mit dem Feuerproblem befassten oder ein Bestandteil eines anderen forstlichen Projekts waren (Troensegaard 1989). Die große Mehrzahl dieser Projekte befaßte sich mit den konventionellen Aspekten der Feuerverhütung und -bekämpfung und war teilweise von dem Versuch gekennzeichnet, einen unbesehenen Technologietransfer vom entwickelten Norden in die Entwicklungsländer zu vollziehen.

Erst in den letzten fünf Jahren wirkte sich nach eigener Einschätzung der Einfluß der nordamerikanischen Schule des Feuer-Managements aus. Beispiel hierfür ist ein durch die FAO (TCP) gefördertes Projekt der feuerökologischen Grundlagenforschung in den Philippinen, das in eine Serie angewandter forstlicher Projekte integriert wurde (Goldammer 1987a; Goldammer und Peñafiel 1990; vgl. Abschn.3.4).

Die von der deutschen Technischen und Finanziellen Zusammenarbeit (BMZ/GTZ) getragenen Entwicklungsprojekte im Forstsektor und im übrigen Agrar- und Landnutzungsbereich begannen in den 80er Jahren die auf das Phänomen Feuer bezogenen ökologischen, sozio-ökonomischen und technologischen Erfahrungswerte einzubeziehen.[6]

Die entsprechenden fachlichen Entwicklungsvorhaben der USA (**U.S. Agency for International Development [U.S. A.I.D.]**), die eigentlich über das größte Erfahrungspotential im Bereich des Integrierten Feuer-Managements verfügen, haben sich bislang im Wesentlichen ebenfalls auf das Problem der Feuerbekämpfung konzentriert. Im Vordergrund dabei steht die Demonstration der Bereitschaft, auf Anfrage im Fall von außer Kontrolle geratenen Waldbrandkatastrophen in allen Ländern der Welt zur Verfügung zu stehen. Der U.S. Forest Service richtete hierzu eine Stelle ein, die das **Disaster Assistance Support Program (DASP)** koordiniert, das in Kooperation mit dem **Office of U.S.Foreign Disaster Assistance (State Department)** arbeitet (USDA Forest Service 1988b).
Diese Bereitschaft zur internationalen Unterstützung bei Waldbrandproblemen hat mit dazu beigetragen,

[6] Zusammen mit der DFG unterstützte die GTZ zu Anfang der 80er Jahre die anwendungsbezogene feuerökologische Forschung in Brasilien (Kontrolliertes Brennen zur Stabilisierung des südbrasilianischen Kiefernanbaues [Abschn.3.5]; s.a. Goldammer 1982, 1983a). Der Ausbildung zur Grundlagenforschung in Indonesien (Feuerökologie im tropischen Tieflandregenwald; Goldammer 1987d) folgte einige Jahre später eine umfangreiche ITTO-Studie zur Rehabilitierung der 1982-83 verbrannten Waldgebiete in Ost-Kalimantan (ITTO 1989), weiterhin die Initiierung einer integrierten Analyse der Feuerproblematik in den wichtigsten Waldgesellschaften und anderen Vegetationstypen Argentiniens (Goldammer 1991a), ein integriertes Feuer-Management-Vorhaben als Teil eines Aufforstungsprojektes im Sudan (Ackermann 1991; Goldammer 1991c), eine integrierte Feuerschutzplanung in Algerien (Teusan 1992; Goldammer 1992d) und das zuvor besprochene, in der Durchführung befindendliche nationale Feuer-Management-Projekt in Indonesien (s. Fußnote 4).

den Weg für die Internationale Dekade zur Verminderung von Naturkatastrophen zu bereiten (**International Decade for Natural Hazard Reduction**) (National Research Council 1987). Diese im Jahr 1990 begonnene Dekade geht auf eine Initiative der Amerikanischen Akademie der Wissenschaften (**U.S. National Academy of Sciences**) aus dem Jahr 1984 zurück und bezieht erstmalig und explizit das Problem der Waldbrände (und anderer Naturbrände) in die Definition der Katastrophen und Katastrophenhilfe mit ein.

Über die Durchführung von internationalen Feuer-Management-Kursen für Entwicklungsländer spielen die USA und Spanien eine wichtige Rolle im Technologie- und Wissenstransfer. Beide Länder haben sich dabei besonders in Lateinamerika engagiert. Im Jahr 1989 wurde in den USA die internationale Konferenz "Meeting Global Wildland Fire Challenges" einberufen (USDA Forest Service 1990). Diese Konferenz, durch die amerikanische Bundesforstverwaltung federführend organisiert, war eine internationale Konferenz, die sich auf politisch-administrativer Ebene den weltweiten Feuerproblemen widmete. Die Ergebnisse der Diskussion unterstreichen die Notwendigkeit verstärkter internationaler Zusammenarbeit, da sich viele Länder - vor allem die Entwicklungsländer - nicht in der Lage sehen, die Waldbrandprobleme zu bewältigen (USDA Forest Service 1990).

Kurz zuvor, ebenfalls im Jahr 1989, lenkte das 3.Internationale Symposion Feuerökologie (Universität Freiburg) das wissenschaftliche Interesse auf die Feuerökologie der Tropen (Goldammer 1990b). Die "Freiburger Erklärung" von 1989 (**The Freiburg Declaration on Tropical Fires**), die ein veröffentlichtes Diskussionspapier des Symposions darstellt (in Goldammer 1990b), geht mit den Forderungen weiter, als die Absichtserklärungen der Bostoner Konferenz. In dem Papier wird auf die duale Rolle des Feuers in der Landnutzung der Tropen verwiesen, und es wurden entsprechend differenzierte entwicklungspolitische Maßnahmen gefordert.

Die Aussichten für die Umsetzung der Grundlagenkenntnisse in der Feuerökologie tropischer Vegetation in angewandte Feuer-Management-Systeme sind derzeit noch nicht günstig zu beurteilen. Das hierzu benötigte Fachpersonal in Form von entsprechend spezialisierten Forstleuten oder Ökologen, ist auf absehbare Zeit nicht rekrutierbar. Dies reflektiert nicht nur die mangelnden Kapazitäten von Bildungs- und Forschungsstätten in den Tropen, sondern auch in den Industrieländern, die als Träger von Entwicklungsprojekten diese in der Regel auch personell betreuen.[7]

Zusammenfassend ist festzustellen, dass sowohl die nationalen Forstverwaltungen, Naturschutzorganisationen und andere mit der Ressourcennutzung befassten Behörden in den Entwicklungsländern als auch die internationalen Träger von Entwicklungsprojekten mittlerweile die mit den unkontrollierten Feuern in der Naturlandschaft verbundenen Probleme erkannt haben. Bislang stehen aber lokale oder auch regionale strategische Maßnahmen im Feuer-Management noch weitestgehend aus. Dies reflektiert nicht nur die Schwierigkeiten, dieses Problem mit seinen großen räumlichen Dimensionen und unter begrenzten infrastrukturellen Mitteln anzugehen, sondern auch das mangelnde Grundlagenwissen, das die Basis für strategische Entscheidungshilfen darstellt.

4.3 Zusammenfassung

Die historische Aufarbeitung der kolonialen Forstwirtschaft in den Tropen und in der Neuen Welt zeigt das Scheitern der Bemühungen, die Vorstellungen des Waldbrandschutzes aus der mitteleuropäischen Forstwirtschaft auf die natürlichen und anthropogenen Feuerklimaxwälder zu übertragen. Während die nordamerikanische und die australische Forstwirtschaft das Konzept des Feuer-Managements entwickelten, das der dualen Rolle des Feuers in der Waldentwicklung und unter modernen Ansprüchen

[7] Die Notwendigkeit der Verbesserung der einschlägigen Ausbildung ist offensichtlich. Dabei ist es sogar überlegenswert, ein Berufsbild des "Feuer-Managers" zu entwickeln, das durch eine entsprechende fachspezifische Ausbildung abgesichert werden müßte.

an die begrenzte Ressource Wald gerecht wurde, wurde ein entsprechender Schritt im Raum der Tropen und Subtropen nicht vollzogen.

Unter der Berücksichtigung der bekannten Mechanismen von Feuer in den tropischen und subtropischen Wald- und Savannenarealen ist die Erarbeitung solcher Strategien aber unabdingbar, um die Produktivität der Vegetation zu sichern und der Degradation Einhalt zu gebieten. Trotz einer Vielzahl von nationalen und internationalen Vorhaben ist es aber bislang noch nicht gelungen, in einem "Entwicklungsland" der Tropen ein operationales System des Feuer-Managements zu entwickeln. Die Vorhaben, die sich derzeit in Indonesien und Brasilien in Entwicklung befinden, können von ihrer Konzeption her als richtungsweisend betrachtet werden.

Für die Befriedigung der vielfachen Ansprüche an knapper werdendes Land liegt es nahe, Systeme der silvopastoralen Landnutzung zu entwickeln, in denen kontrollierte Beweidung, kontrolliertes Brennen und die Holzproduktion ein hohes Maß an Stabilität erzeugen können. Verfahren der forstlichen Praxis, vor allem des Waldbaues, sollten Maßnahmen des Integrierten Feuer-Managements auf der Grundlage der Feuerökologie der betreffenden Waldgesellschaften berücksichtigen.

5. Auswirkungen der Vegetationsbrände auf atmosphärenchemische und klimawirksame Prozesse

Die in den vorhergehenden Abschnitten beschriebenen Feuerregime in tropischen und subtropischen Waldgesellschaften und anderer Vegetation geben Anlass zu vermuten, dass durch die direkten und indirekten Auswirkungen des Feuers auch großräumige, über den Standort hinausgehende ökologische Prozesse beeinflusst werden können. Genannt wurden dabei bereits verstärkte Erosion, Oberflächenabfluss und Sedimentation und damit erhebliche Veränderungen des Oberflächenreliefs von Landschaften, die als Folge des Brandeinflusses in kritischen Wassereinzugsgebieten, vor allem in den montanen und submontanen Lagen, entstehen.

Die Auswirkungen großflächiger Waldbrände, etwa in der erwähnten Größenordnung der zuvor erwähnten Regenwaldbrände in Ost-Kalimantan (auf nahezu $3{,}5 \times 10^6$ ha zusammen-hängender Fläche) oder Chinas ($1{,}3 \times 10^6$ ha), oder auch die gelegentlich großflächigen Gras- und Savannenbrände von zusammenhängenden mehreren hunderttausenden Hektaren, gehen in ihren Auswirkungen sehr deutlich über den engeren direkten Standortbezug hinaus. Dennoch spielt sich das Feuergeschehen zu einem großen Teil auf vergleichsweise kleineren Flächen ab - von der Brandrodungsparzelle von einem halben Hektar bis zur Größenordnung von mehreren tausend Hektaren. Der Frage, inwieweit sich die Auswirkungen einer Vielzahl von kleineren, voneinander unabhängigen Brandflächen summieren oder verstärken können, soll im Folgenden nachgegangen werden. Hierzu soll eine Abschätzung der regelmäßig von Feuer betroffenen Vegetationsflächen vorgenommen werden und der Einfluss der Emissionen aus Biomasseverbrennung auf atmosphärenchemische und klimawirksame Prozesse untersucht werden.

5.1 Abschätzung der von Feuer betroffenen Landflächen

Über den Umfang von Wald- und Savannenbränden in den Tropen und Subtropen liegen nur sehr unzureichende Informationen vor. Waldbrandstatistiken, wie sie in der ECE-Region (Europa, Nordamerika, ohne Angaben für die UdSSR) seit 1982 aufgestellt werden (zuletzt für die Periode 1985-90 [ECE/FAO 1990]), gibt es für andere Regionen der Welt nicht. Gelegentlich werden Berichte von Feuern in Aufforstungen bekannt, wie etwa die Brände in Fiji, die während der El Niño-Trocknis von 1987 mit 4500 ha fast die gesamten Aufforstungen des Landes vernichteten. Ähnliche Meldungen konnten während des gleichen Jahres auch der indonesischen Presse entnommen werden (zusammengestellt von Seibert [1988]).

Nahezu zeitgleich mit den ersten Versuchen, den weltweiten Umfang der regelmäßig von Feuer betroffenen Landflächen und damit die Emissionen von Kohlenstoff und Spurengasen aus Biomasseverbrennung zu schätzen (Crutzen *et al*. 1979; Seiler und Crutzen 1980), führte die World Meteorological Organization (Commission for Agricultural Meteorology) im Jahr 1980 eine Umfrage in 98 WMO-Mitgliederstaaten durch (WMO 1982). In dieser Umfrage, die einen Rücklauf von 31 Ländern hatte, wurde auch versucht, Informationen über den Umfang der Vegetationsbrände zu erhalten.

Der Informationswert der ausgewerteten Umfrage wird am Beispiel der wenigen Länder deutlich, die überhaupt eine Stellungnahme zu den jährlichen Brandflächen abgeben konnten. Von den 16 afrikanischen Ländern, die auf die Umfrage antworteten, waren sechs Länder (Gambia, Ghana, Mozambique, Overvolta, Seychellen, Sudan, Zentralafrikanische Republik) nicht in der Lage, Angaben zur Flächengröße der Brände zu machen. Zwei Länder (Mauritius, Zambia) erklärten sogar, daß keine Brände vorkommen (die weiter unten erläuterten eigenen Schätzungen ergeben eine mögliche jährliche Brandfläche für Zambia von ca. 16×10^6 ha). Senegal meldet eine jährliche Brandfläche von 232×10^6 ha, die gesamte Landesfläche umfasst allerdings nur $19{,}6 \times 10^6$ ha.

Auch ein neuerlicher Versuch, eine nationale Feuerstatistik für Brasilien aufzustellen, unterliegt großen Unsicherheiten. So führt Soares (1992) für den Zeitraum 1983-87 insgesamt 1754 Feuer auf einer Fläche

(industrielle Aufforstungen und anderes, unter Schutz stehendes Land) von $0{,}134 \times 10^6$ ha auf. Die Beispiele der Brände von 1963 im Bundesstaat Paraná ($2{,}0 \times 10^6$ ha) und von 1981 in Paraná, Sao Paulo und Mato Grosso do Sul ($5{,}0 \times 10^6$ ha) zeigen aber, dass der Umfang von Feuern auf dem übrigen Wald-, Savannen- und Weideland sehr viel größer sein kann (Goldammer 1983a, 1986f). Auch die in Abschnitt 2.2.1 bereits erwähnten Brandrodungs- und Weidefeuer in Amazônia Legal im Jahr 1987 mit einer Gesamtfläche von ca. 20×10^6 ha (Malingreau und Tucker 1988; Setzer und Pereira 1991), zeigen eine Größenordnung auf, die den Umfang der konventionell erfassten Brände in den Aufforstungen als nahezu vernachlässigbar gering erscheinen lässt.

Das Fehlen bzw. die zu erwartende große Unzuverlässigkeit von amtlichen Statistiken und Anfragen machte es bei den bisherigen Versuchen, die regelmäßig verbrannte Biomasse zu berechnen, unabdingbar, über modellhafte Abschätzungen eine Hochrechnung der betroffenen Brandflächen vorzunehmen. Crutzen *et al*. (1979) und Seiler und Crutzen (1980) unternahmen diesen Versuch, um eine Berechnungsgrundlage des aus Biomasseverbrennung emittierten Kohlenstoffes und der wichtigsten, atmosphärenchemisch relevantesten Spurengase aufzustellen. Die in den Tropen regelmäßig überbrannten Flächen wurden seinerzeit in zwei Kategorien eingeteilt: Waldumwandlung im Rahmen der bäuerlichen Brandrodung (41×10^6 ha) und Savannen- und Buschbrände (600×10^6 ha). Von den weltweit auf jährlich 660×10^6 ha geschätzten Brandflächen entfielen danach auf den Tropenraum 97% (s.a. Abschn. 5.2.2).

Ein Jahrzehnt später wurde - vor dem gleichen Hintergrund der Abschätzung der Biomasseverbrennung - ein ähnlicher Versuch der Brandflächeneinschätzung unternommen (Hao *et al*.1990). Auf Grundlage der von der FAO (1982a) und anderen Abschätzungen (Houghton *et al*. 1985; Detwiler *et al*. 1985) ermittelten Rate der Waldumwandlung (***deforestation, forest clearing***), unter Zuhilfenahme der globalen Vegetationskartierung in Gridzellen von 5x5◦ (Matthews 1985) und aus der Literatur ermittelten Feuerfrequenzen (***fire return intervals***) kommen auf folgende jährlich von Feuer überbrannte Flächen: 22×10^6 ha Brandrodung bzw. Waldumwandlung und ca. 750×10^6 ha Savannenbrände (weitere Diskussion s.u.). Hinsichtlich der Schätzungen des Umfanges von Savannenbränden sei auch noch die älteste bekannte Schätzung von v. Danckelmann (1884) aufgeführt. Er schätzte die jährlichen Brandflächen in afrikanischen Savannen zwischen dem Äquator und dem Wendekreis des Steinbocks auf ein Sechstel der gesamten Landfläche (468×10^6 ha), auf der nach seinen Berechnungen 507×10^6 t Biomasse verbrennen.

Die Technologien und Verfahren der Erfassung und Vermessung von Vegetationsbränden, die die bisherigen Schätzungen ersetzen können, werden im folgenden Abschnitt behandelt. Darüber hinaus wird eine eigene Berechnung vorgestellt, die das derzeit mögliche Potential bzw. die obere Grenze der jährlich regelmäßig bzw. durchschnittlich gebrannten Flächen ermittelt.

5.1.1 Fernerkundungsverfahren zur Brandflächenbestimmung

Die Überlegung, Verfahren der Fernerkundung zur Bestimmung von aktiven Feuern und von Brandflächen heranzuziehen, liegt nahe. Bis vor wenigen Jahren wurden wesentliche Erfahrungen in der Entdeckung von Feuern durch Flugzeuge gesammelt.[1] Dabei galt es beispielweise, das Problem der Sichtbehinderung durch die dichte Rauchentwicklung von Waldbränden zu überwinden, die Schwierigkeiten bei der Lokalisierung von Feuern und damit für die Waldbrandbekämpfung mit sich brachten. Weitere Problemstellungen ergaben sich bei der Entdeckung von Bodenfeuern unter geschlossenem Kronendach oder bei Schwelbränden in organischen Auflagen (Sümpfe, Moore). Militärische thermale Scanner wurden erfolgreich für derartige Zwecke eingesetzt (Goldammer, unveröffentl.).

[1] Eine umfangreiche Bibliographie über Fernerkundung von Feuer und Feuerschäden wurde vom California Department of Forestry (1990) herausgegeben, die zusätzlich eine Auflistung der Institutionen enthält, die sich mit der Fernerkundung von Feuer befassen.

Die Auswertung von Brandschäden aus Luftbildaufnahmen sind ebenfalls eine etablierte Methode. Umfangreiches Fernerkundungsmaterial aus den Waldbränden in der Bundesrepublik Deutschland in den Jahren 1975-76 liegt hierzu - wenn auch noch nicht ausgewertet - vor.

Insgesamt sind die flugzeuggestützten Fernerkundungsverfahren aber nicht für eine großräumige oder auch langfristige Überwachung von Feueraktivitäten oder Brandschäden geeignet, wie sie sich aus vorliegendem Kontext bzw. Problemstellung ergeben.

Bei der bereits um viele Jahre zurückliegenden Entwicklung der sich derzeit im Orbit befindlichen satellitengestützten Sensoren wurden die weltweiten Vegetationsbrände noch nicht als Problem oder als untersuchungswürdig erkannt. Es gibt daher bislang keine operationalen Satellitensensoren speziell für die Feuer- und Brandflächenerkundung. Bei dem sich zunehmend zeigenden Interesse an einer genaueren Quantifizierung von Feuer und Feuerwirkungen kann aber bereits auf einige Plattformen zurückgegriffen werden, die in erster Linie für allgemeine Beobachtung der Erdoberfläche, des Wettergeschehens oder zu anderen Zwecken entwickelt wurden. Das Potential von Satellitendaten für die Erfassung des Umfanges von Bränden wurde von Deshler (1974), Langaas und Muirhead (1988), Kaufman *et al*. (1989), Malingreau (1990), Frederiksen *et al*. (1990) beschrieben, für die Beziehungen zwischen Vegetationstyp und Feuerdynamik von Gregoire (1990) und für die Abschätzung von Spurengasemissionen von Kaufman *et al*. (1990).

Für die Erfassung von Feuern und Brandflächen kommen im Wesentlichen zwei Methoden infrage:
- Registrierung einer Hochtemperaturquelle vor einer niedrigeren "Hintergrundstemperatur", und

- Vergleich von gebrannten und nicht gebrannten Flächen (vegetationsbedeckt gegenüber vegetationsfrei).

Die Erfassung von Wärmestrahlung von aktiven Feuern kann durch Thermal-Infrarot-Sensoren erfolgen. Die Infrarotstrahlung im mittleren Bereich (3-5 µm, besonders 3,5-4,0 µm) ist dazu besonders geeignet, da sie im Bereich des spektralen Maximums für Strahlungsemissionen von Feuern liegt und gleichzeitig in einem Bereich geringer solarer und terrestrischer Strahlung. Die relativ hohe Temperatur eines Feuers im Vergleich zur nicht brennenden Umgebung erlaubt dabei grundsätzlich die Verwendung von Sensoren mit geringer räumlicher Auflösung. Einen hierfür geeigneten Sensor stellt das **Advanced Very High Resolution Radiometer (AVHRR)** auf den Satelliten der **NOAA**-Serie dar (AVHRR Kanal 3 [3,55-3,93 µm], Kanal 4 [10,5-11,5 µm] und Kanal 5 [11,5-12,5 um]). Dieser Satellit kann sowohl in einer Auflösung von 1,1x1,1 km (**Local Area Coverage [LAC]**) als auch in einer Auflösung von 4x4 km (**Global Area Coverage [GAC]**) Feuer bei einer Schwellentemperatur von 47◦C erfassen (Saturierung des Pixels). Verschiedene Studien zeigten, daß Feuer auch auf Sub-Pixel-Ebene erfasst werden können (Matson und Dozier 1981; Matson und Schneider 1984; Matson *et al*. 1987). Das Vorkommen von Feuern auf Sub-Pixel-Ebene kann durch die Verwendung der Kanäle 3 und 4 des NOAA AVHRR ab einer Größe von 10x10 m bei aktiven Feuern mit Flammenentwicklung und ab 30x30 m bei Schwelbränden registriert werden (LAC-Auflösung); entscheidend ist hierbei nicht die Fläche, die das Feuer einnimmt (z.B. Feuersaum), sondern die Größe der Wärmestrahlung.

Allerdings stellen tagsüber die hohen Umgebungstemperaturen der sich aufheizenden Bodenoberfläche, insbesondere in den Savannen- und Buschformationen, eine starke Störung dar. Nach Erhebungen von Moureaux (1959) betrugen die Temperaturen an der Mineralbodenoberfläche einer überbrannten Grasfläche in Madagaskar um 11 Uhr vormittags bereits 56◦C, während gleichzeitig die Bodenoberfläche unter der intakten (nicht gebrannten) Grasschicht 40◦C betrug. Bei Nachmittags-Überflügen können die hohen Bodentemperaturen den gesamten Kanal 3 saturieren und damit unbrauchbar für die Entdeckung von Feuern machen (Langaas und Muirhead 1988).

Zwei Satelliten der NOAA-Serie mit AVHRR können aufgrund ihrer Erdumlaufgeschwindigkeit jeden Punkt der Erde täglich bis zu viermal erfassen. Damit stehen die Erfassungen nachts, morgens und ggf. auch abends für eine Feuerentdeckung zur Verfügung. In Brasilien werden beispielsweise die Brandrodungsaktivitäten mit Hilfe des AVHRR systematisch überwacht und damit Möglichkeiten für das

Einschreiten gegen illegale Waldumwandlung geschaffen (Pereira 1988; Kaufman *et al*. 1990; Setzer und Pereira 1991). Diese hohe Häufigkeit der Wiederkehr ermöglicht damit eine vollständigere Erfassung des aktiven Feuergeschehens, als etwa durch **Landsat** oder **SPOT**. Diese Satelliten verfügen wohl über ein besseres räumliches Auflösungsvermögen (30x30 bzw. 10x10 m), sind aber hinsichtlich ihres geringen zeitlichen Auflösungsvermögens (Rückkehrintervall von Landsat: 16 Tage) für eine vollständige Überwachung von Feuern nicht geeignet.

Allerdings können Landsat und SPOT den Umfang der Brandflächen (Veränderung der Vegetation nach dem Feuer) sehr genau wiedergeben. Für großräumige Untersuchungen sind diese Sensoren aber sowohl aufgrund ihrer zu hohen Auflösung als auch der Kosten nicht geeignet. Daher bieten sich die Überprüfung und die Entwicklung von Sensoren mit gröberem Auflösungsvermögen an, die in der Lage sind, großräumige und ggf. globale Überwachungen von Brandflächen und daraus entstehende Emissionen durchzuführen.

Von den gegenwärtig zur Verfügung stehenden Sensoren ist hierzu ebenfalls der NOAA AVHRR geeignet. Mit Hilfe des **Normalized Difference Vegetation Index** (NDVI), der aus den Daten der Kanäle 1 und 2 des AVHRR hergeleitet wird und aus dem die saisonale Vegetationsdynamik ermittelt werden kann (Justice *et al*. 1985), können auch die Unterschiede des Reflexionsverhaltens zwischen frisch gebrannter (vegetationsfreier) und ungebrannter Fläche festgestellt werden.

Während auf der einen Seite die LAC-/GAC-Erfassung von Brandflächen großräumig möglich und personell und finanziell vertretbar durchzuführen ist, bedarf ihre grobe Auflösung (1x1-bzw. 4x4 km-Pixel) einer Überprüfung der Zuverlässigkeit. Hierzu wurde eine Pilotstudie über den Vergleich von Landsat-Szenen (**Multispectral Scanner [MSS]**) mit dem NDVI und mit der Temperatur der Bodenoberfläche (über einen ***split window algorithm*** aus den Kanälen 4 und 5 [Price 1984]) aus NOAA AVHRR-Daten (LAC) durchgeführt (Grob 1991). Die Ergebnisse zeigen, daß die aus der 1x1 km-Auflösung des AVHRR gewonnenen Angaben über Brandflächen eine durchschnittliche Überschätzung gegenüber den aus dem Landsat (MSS) ermittelten Flächen von ca.6% (über den NDVI) und 7% (über Oberflächentemperatur) ergaben (Grob 1991).

Da derartige großräumige Überwachungssysteme bislang nicht operational sind, bleiben die wahren Größenordnungen der Wald- und Savannenbrände bislang unbekannt. Die Schätzungen der regelmäßig (jährlich durchschnittlich) überbrannten Landflächen beruhen auf sehr unterschiedlichen Angaben und Annahmen. Das Potential dieser Brandflächen und die Implikationen auf atmosphärenchemische Prozesse werden in den folgenden Abschnitten erläutert.

5.1.2 Potential jährlich brennbarer Wald- und Savannenflächen

Das Fehlen von nationalen bzw. internationalen Feuerstatistiken, der große Fehlerrahmen der globalen Abschätzungen oben genannter Arbeiten und die noch nicht ausreichend entwickelten bzw. angewendeten Fernerkundungsverfahren sind derzeit Ursache für den hohen Grad an Unsicherheit über das tatsächliche Ausmaß der Wald- und Savannenbrände in den Tropen und Subtropen.

Es schien daher sinnvoll, bereits vor der Entwicklung und Anwendung eines globalen satellitengestützten Monitoring-Systems eine Berechnung der potentiell möglichen bzw. der Obergrenzen von Vegetationsflächen vorzunehmen, die jährlich potentiell von Feuern betroffen werden (Weiss 1990; Goldammer und Weiss, unveröff. Daten).

Bei der Berechnung der Brandflächen wurden drei Fallgruppen von Feuern unterschieden:

Waldumwandlung

Wie bei anderen Abschätzungen der Biomasseverbrennung und Landnutzungsänderungen wurden bei den Waldumwandlungsflächen (***deforestation, forest conversion***) die derzeit letzten verfügbaren Daten aus der Erhebung der Tropenwaldflächen der FAO verwendet (FAO/UNEP 1981a,b,c; FAO 1982a, 1988). Eine neuere Abschätzung von Myers (1989) wurde dabei nicht berücksichtigt, da sie eine eigene Methodik bzw. Klassifizierung von Waldflächen zugrunde legt und die damit eine Integrierung der umfassenderen FAO-Flächenangaben nicht ermöglicht.[2]

Abb.39. Bei der Umwandlung von tropischem Regenwald in andere Landnutzungsformen oder aufgrund von Landspekulation wird nur ein geringer Teil der pflanzlichen Biomasse einer Verwendung zugeführt (z.B. durch Holzernte). Der größte Teil der anfallenden oberirdischen Biomasse wird verbrannt und trägt dann zum Nettofluss von Kohlenstoff in die Atmosphäre bei, wenn sich auf dieser Fläche keine neue Waldvegetation gleicher Biomassedichte bildet. Die Abbildung zeigt einen verbrannten Dipterocarpaceenwald in Ost-Kalimantan, bei dem die in den Beständen vorkommenden Palmen belassen werden, die auch die heißen Umgebungstemperaturen beim Brennen überleben (s.a. Abb.16, Abschn.3.3.1).

Die Flächenangaben in der Kategorie "Waldumwandlung", weltweit insgesamt jährlich $11{,}3 \times 10^6$ ha, sollen rechnerisch den erstmaligen Feuereinsatz auf einer bislang nicht als Brandfläche registrierten oder durch andere Eingriffe gestörten Fläche repräsentieren. Real ist diese Flächenangabe das Resultat unterschiedlichster Degradationsprozesse, die sich innerhalb eines längeren Zeitraumes und auf sehr unterschiedlichen "Pfaden" abspielen (hierzu u.a. Myers 1980a, 1980b; Houghton *et al*. 1985; Melillo *et al*. 1985). Diese Flächen sind aufgrund ihrer höheren Biomassedichte für die Emissionsbilanzen von besonderer Bedeutung und müssen daher rechnerisch erfasst werden. Insgesamt repräsentiert diese Kategorie den Netto-Waldflächenverlust in den Tropen. Es steht außer Diskussion, daß die jährliche Waldumwandlungsfläche in der 80er Jahren erheblich angestiegen ist; genauere Informationen wird

[2] Neuere, bislang nicht veröffentlichte Abschätzungen der FAO über die Waldflächenumwandlung in den Tropen während der Dekade 1980-1990 wurden während der Vorbereitung des Manuskriptes bekannt. Sie belaufen sich nach den vorläufigen Informationen auf ca. 17×10^6 ha pro Jahr.

durch die neue Waldinventur der FAO erwartet, die sich besonders auf Verfahren der Fernerkundung stützen wird (FAO 1990).

Regelmäßig wiederkehrende Feuer in Waldgesellschaften

Die regelmäßig in Waldflächen zu verzeichnenden Feuer sind drei Kategorien zuzuordnen. Einmal sind hier die Feuer erfasst, die im Rahmen der periodischen Rodung (***shifting cultivation***) in den bereits degradierten Waldformationen (***forest fallow***) angewendet werden. Dabei wird davon ausgegangen, daß ein Zehntel des gesamten vorhandenen ***forest fallow***-Areals, das insgesamt ca. $422x10^6$ ha umfaßt, im Brachezyklus des Wanderfeldbaus alle 15 Jahre verbrannt wird. Diese Größenordnung von ca.$40x10^6$ ha an jährlichen Brandrodungsflächen entspricht den Hochrechnungen von Crutzen *et al*. (1979) und Seiler und Crutzen (1980). Weiterhin sind die Feuer erfasst, die regelmäßig (durchschnittlich alle drei Jahre) die offenen, nichtimmergrünen Waldformationen, die insgesamt durchbrennen (Abschn.3.2). Grundlage für die Berechnung dieser wiederholt brennenden Waldflächen sind die FAO-Erhebungen der ***open broadleaved forests*** auf einer Gesamtfläche in den Tropen von ca. $736x10^6$ ha (FAO 1988). Hinzu kommen die Buschformationen, in denen ein Feuerintervall von 10 Jahren auf einem Zehntel der Gesamtfläche von ca.$674x10^6$ ha angesetzt wurde.

Savannenbrände

Die Savannen stellen weltweit das größte Potential jährlich gebrannter Flächen dar. Weiter oben wurde die Problematik der Definition und Unterscheidung zwischen Savannen und offenen Waldgesellschaften bereits angesprochen. Die Brandflächenberechnung der Savannenformationen weist mit großer Sicherheit eine "Grauzone" der Überlappung mit den als "offene, nichtimmergrüne Wälder" in der FAO-Erhebung zusammengefassten Waldflächen auf.

Im vorliegenden Fall wurde erstmals eine Berechnung der Savannenflächen über kartographische Quellen und in kleinräumiger Form (länderweise) durchgeführt. Grundlage der Vegetationskartierungen waren Einzelkarten und die Vegetationskarten des Weltforstatlas (Bundesforschungsanstalt für Forst- und Holzwirtschaft 1973). Obwohl die ausgewerteten Einzelkarten nicht dem aktuellen Vegetationszustand entsprechen, sei es aus Gründen der bislang ungenauen Kartierung oder aufgrund mittlerweile erfolgter Veränderungen (z.B. durch Degradationsprozesse), kann von realistischen Größenordnungen ausgegangen werden. Die Nicht-Aktualität der Savannenkartierung kann sich darin ausdrücken, daß einerseits Flächen so weit degradiert sind, dass sie in den Prozess der Versteppung oder Verwüstung übergehen und keine kontinuierliche und potentiell flächig brennbare Vegetation mehr aufweisen (Feuerregime VII); das Beispiel der Sahelzone sei für diesen Prozess hier nur stellvertretend genannt.

Andererseits haben die Savannen - pantropisch gesehen - in den letzten Jahren durch die Degradierung von Waldgesellschaften (Savannisierung) erhebliche "Zugewinne" an Flächen erzielt. Dieser Flächenzuwachs dürfte nach eigener Einschätzung größer sein, als der Flächenverlust durch Versteppung.

Die Ergebnisse der Brandflächenabschätzung sind in den Tabellen 22 bis 25 getrennt nach Waldumwandlung (Tab.22), wiederholt gebrannte Waldflächen (Tab.23) und Savannenformationen (Tab.24) und summarisch für alle Brandflächen (Tab.25) zusammengefasst; die Tabellen umfassen weiterhin Informationen zu der auf diesen Flächen jährlich verbrannten oberirdischen pflanzlichen Biomasse (siehe folgender Abschnitt 5.2).

Die Angaben aus Tabelle 25 repräsentieren die **Obergrenze des durchschnittlichen jährlichen Potentials an Brandflächen**. Die Überprüfung der Größenordnung steht aus und kann letztlich nur über die Verbesserung der Fernerkundungssensoren und ihre systematische Anwendung erfolgen (Abschn.5.1.1). Ein kritisches Überdenken mit der "realen Welt" und der Vergleich mit anderen Flächenabschätzungen wird wie folgt zusammengefasst:

Die Ergebnisse der Waldverbrennung wird rechnerisch dem Prozess der von der FAO (1982a) ermittelten ***deforestation*** zugewiesen. Die Fehlerbehaftung dieser Untersuchung und die Tatsache, dass diese

Erhebungen veraltet sind, wirkt sich voll auf die daraus abgeleiteten Brandflächen und Größenordnungen der dabei verbrannten Biomasse aus.

Bis dann sollte ein kritischer Blick auf die Dimensionen der Brandflächen nach Tabellen 22-25 geworfen werden und in Einklang mit den einer persönlichen und subjektiven Einschätzung gebracht werden. Die aus der FAO-Erhebung stammenden Angaben der offenen Waldgesellschaften und die kartographisch erfassten Savannenflächen stellen mit 15% und respektive 84% den größten Anteil der jährlichen Brandflächen in den niederen Breiten dar; die Flächen, auf denen Wanderfeldbau betrieben wird, und die Flächen, die rechnerisch als Totalverlust (***deforestation***) zu bewerten sind, nehmen sich in ihrer Größenordnung hingegen sehr bescheiden aus.

Über den weltweiten Flächenumfang der tropischen nichtimmergrünen Waldgesellschaften und Savannen liegen überschlägige Angaben vor, die sich mit den eigenen Berechnungen in Einklang bringen lassen. So wird allgemein von einer Gesamtfläche der tropischen Savannen von etwa 2300-2500x10^6 ha ausgegangen (z.B. Cole 1986). Die eigenen kartographischen Erhebungen ergeben eine Gesamtfläche von ca. 2600x10^6 ha. Für die regengrünen Feuchtwälder liegen Abschätzungen von ca. 250x10^6 ha vor, für die regengrünen Trockenwälder die Größenordnung von ca. 530x10^6 ha (Abschn. 3.2.1). Diese Angaben sind kompatibel mit der FAO-Klassifizierung und Flächenerfassung der ***open broadleaved forests*** auf ca. 737x10^6 ha.

Unter der Annahme einer durchschnittlichen Feuerfrequenz von drei Jahren auf diesen Waldflächen beträgt die jährliche Brandfläche (Durchbrennen der Wälder, im Wesentlichen Bodenfeuer) ca. 246x10^6 ha.

Die Feuerfrequenzen in den Savannen wurden individuell berechnet. Die Einordnung des Savannen-Typs in Feucht- oder Trockensavanne, damit ihre Nettoprimärproduktivität und die Fähigkeit, eine regelmäßig brennbare Auflage oberirdischer Biomasse zu bilden, lässt den Rückschluss auf die Feuerfrequenz zu. Hierbei gingen weitestgehende Einzelinformationen und eigene Erfahrungswerte über die Feuerintervalle ein. Mit einer jährlichen potentiellen Brandfläche von ca. 1500x10^6 ha, dies entspricht einem Anteil von knapp 60% am gesamten Savannenareal, liegt diese Einschätzung doppelt so hoch wie die von Hao *et al*. (1990) errechneten 750x10^6 ha.

Wie oben bereits angedeutet liegt das Kernproblem der Flächenabschätzungen in den uneinheitlich gehandhabten Definitionen bzw. Abgrenzungen zwischen "offenem Wald" und "Savanne" (Abschn.3.2.1). Das kann bei der vorliegenden Brandflächenberechnung eine nicht unerhebliche "Doppelzählung" mit sich bringen, so dass auch diese globale Berechnung der Obergrenze der potentiell jährlich brennenden Landflächen mit Vorbehalt bewertet werden muss.

5.2 Emissionen aus der Biomasseverbrennung in den Tropen

Der Anlass für die ersten Hochrechnungen der weltweiten Brandflächen in den Tropen und der dabei verbrannten pflanzlichen Biomasse basierte auf den Überlegungen der Atmosphären- und Klimaforschung, dass die dabei emittierten Spurengase einen Einfluss auf klimawirksame Prozesse haben könnten (Adams *et al*. 1977; Wong 1978a,b; Crutzen *et al*. 1979; Seiler und Crutzen 1980; Olson 1981).

Im Mittelpunkt verschiedener Untersuchungen stand die Frage des Kohlenstoffkreislaufes. Dabei wurden vor allem Überlegungen über den möglichen Verbleib von Kohlenstoffverbindungen mit der Eigenschaft als "Treibhausgase" angestellt. Wenig Zweifel bestanden darüber, dass der Prozess der Tropenwaldumwandlung (***deforestation***) in andere Arten der Landnutzung mit geringerer Biomassedichte zu einem Netto-Fluss von Kohlenstoff in die Atmosphäre bzw. in die Ozeane führt (z.B. Woodwell *et al*. 1983; Houghton *et al*. 1985; Melillo *et al*. 1985; Detwiler und Hall 1988).

Ein Teil der biogenen Emission von Kohlenstoffverbindungen aus Waldumwandlung entsteht durch den Prozess des biologischen Abbaues von Holz und anderer Biomasse, die nicht einer langlebigen Nutzung zugeführt werden können. Dieser Prozess des biologischen Abbaues kann sich über viele Jahre hinwegziehen. Die unmittelbare Freisetzung von Kohlenstoffverbindungen und anderen Spurengasen erfolgt beim Verbrennen der nicht genutzten Biomasse (verholzte Biomasse, Streu). Die Qualität dieser Emissionen unterscheidet sich beträchtlich von den Emissionen aus biologischem Abbau des gleichen organischen Materials.

Tab.22. Jährlich umgewandelte Tropenwaldfläche (***deforestation***) nach FAO (1982a) und die dabei verbrannte Biomasse (Weiss 1990)

Kontinent	Bestehende Fläche in 10^3 ha	Umgewandelte Fläche in 10^3 ha	Verbrannte Biomasse in 10^6 t J^{-1}
Afrika	706.407	3.708	140
Südamerika	947.852	5.660	271
Asien	414.653	1.975	130
Pazifische Inseln	38.328	30	4
Summe	2.107.240	11.363	545

Tab.23. Obergrenze der potentiell jährlich von Feuer betroffenen Wald- und Buschlandflächen und der dabei verbrannten Biomasse in degradierten und/oder saisonalen Waldformationen, die regelmäßig von Bodenfeuern durchlaufen werden oder einem Brandrodungszyklus (15 Jahre) unterliegen (nach Weiss 1990, verändert)

Kontinent	Bestehende Fläche in 10^3 ha	Insgesamt zur Verfügung stehende brennbare Biomasse in 10^6 t	Potentiell jährlich verbrannte Biomasse in 10^6 t	Potentielle jährliche Brandfläche in 10^3 ha
Afrika	546.351	4.835	905	166.834
Südamerika	269.076	2.693	460	81.023
Asien	68.464	1.256	199	18.559
Pazifische Inseln	4.939	32	7	1.584
Summe	888.830	8.816	1.571	268.000

Tab.24. Obergrenze der potentiell jährlich von Feuer überbrannten tropischen/subtropischen Savannenflächen und die dabei verbrannte Biomasse (nach Weiss 1990)

Kontinent	Bestehende Fläche in 10^3 ha	Insgesamt zur Verfügung stehende brennbare Biomasse in 10^6 t	Potentiell jährlich verbrannte Biomasse in 10^6 t	Potentielle jährliche Brandfläche in 10^3 ha
Afrika	1.092.066	4.251	3.822	837.761
Australien	728.784	1.601	761	300.235
Südamerika	624.179	3.492	1.496	262.181
Asien	198.998	2.074	1.852	123.904
Summe	2.644.027	11.418	7.931	1.524.081

Tab.25. Obergrenze der potentiell jährlich von Feuer betroffenen Wald- und Savannenformationen der Tropen und Subtropen (Zusammenfassung von Tab.22-24)

	Waldumwandlung (Nettoentwaldungsrate)	Wiederholt gebrannte Waldformationen	Wiederholt gebrannte Savannen	Summe
Bestehende Flächen in 10^6 ha	2.107,2	888,8	2.644,0	5.640,0
Brandfläche in 10^6 ha J^{-1}	11,3	268,0	1.524,1	1.803,4
Verbrannte Biomasse in 10^6 t J^{-1}	546,0	1.571,0	7.931,0	10.048,0

Die Bedeutung der aus der Verbrennung von Holzpflanzen emittierten Spurengase impliziert das Interesse an weiteren Verbrennungsprozessen von pflanzlicher Biomasse, z.B. den regelmäßig wiederkehrenden Bränden in Savannen, aber auch die Verbrennung von pflanzlicher Biomasse zur Energiegewinnung (Brennholz, Holzkohle) oder in der Landwirtschaft (Verbrennen von nicht nutzbaren Rückständen in der Landwirtschaft); letztere Verbrennungsvorgänge zur Energiegewinnung und in Agrarökosystemen sollen im vorliegenden Kontext weniger berücksichtigt werden, sind aber in einigen Hochrechungen der Emissionen aus Biomasseverbrennung, die im nächsten Abschnitt herangezogen werden, enthalten.

5.2.1 Qualität der Emissionen: Spurengase und Rauchpartikel

Die wichtigsten Emissionen von Spurengasen und Rauchpartikeln aus Biomasseverbrennung, die von besonderer Bedeutung für biogeochemische Kreisläufe, die chemische Zusammensetzung der Atmosphäre und klimawirksame Prozesse sind, werden hier zusammenfassend charakterisiert.[3]

Kohlendioxid

Die Verbrennung von pflanzlicher Biomasse (Zusammensetzung weitestgehend CH_2O) ergibt als wichtigste Produkte Wasser und Kohlendioxid (nach der Reaktion $CH_2O + O_2 = CO_2 + H_2O$). Damit ist der Verbrennungsprozess das "abiotische Äquivalent" zum Prozess der Respiration. In einem langfristig stabilen, wenn auch dynamischen Gleichgewicht zwischen Verbrennungsprozessen und Neubildung von Vegetation wird der über CO_2 und andere Spurengase bei der Verbrennung in die Atmosphäre emittierte Kohlenstoff wieder in pflanzlicher Biomasse gebunden. Dabei tritt dann keine Netto-Verlagerung von CO_2-C in der Atmosphäre ein.

Ein pyrogener Netto-Verlust von terrestrisch gebundenem Kohlenstoff durch die Emission von CO_2 und anderen Spurengasen liegt dann vor, wenn Biomassedichte und Nettoprimärproduktivität eines Standortes durch Feuer nachhaltig verringert werden. Dies liegt vor allem bei der Umwandlung von Wald in eine Landnutzungsform mit geringerer Biomassedichte vor. Dieser Prozess kann abrupt erfolgen oder über einen langwierigen Prozess der feuerbedingten Degradation, der allerdings in den meisten Fällen mit anderen Degradationsfakoren verbunden ist (Abschn. 3.3). Auch wenn die neuen Landnutzungsformen eine nachhaltige pflanzliche Produktivität aufweisen, so ist der erstmalige Eingriff durch Waldverbrennung mit einer Netto-Fluss von Kohlenstoff in die Atmosphäre bzw. marine Ökosysteme verbunden.

---

[3] Nach Abschluß der Verfassung dieses Manuskripts erschienen die Beiträge der Konferenz "Global Biomass Burning" (AGU, Williamsburg, Virginia, 1990 [Levine 1991]), die neuere und umfassende Untersuchungen zum Umfang und Impakt von Vegetationsbränden und anderer Biomasseverbrennung enthalten. Die hier in Abschnitt 5.2.1 gegebenen Ausführungen sollen die Zusammenfassung und Interpretation einer großen Zahl neuerer Arbeiten durch Crutzen und Andreae (1990), Andreae (1991) und Andreae und Goldammer (1992) nicht wiederholen, auf die hinsichtlich der Quellen und detaillierten Daten verwiesen wird. Die z.Zt. in Vorbereitung befindliche multi- und interdisziplinäre Analyse über die Rolle des Feuers in der Umwelt (Crutzen und Goldammer 1992), gleichzeitig der erste Versuch einer strukturierten globalen Feuerökologie, ist im vorliegenden Kontext auch nur auszugsweise angesprochen.

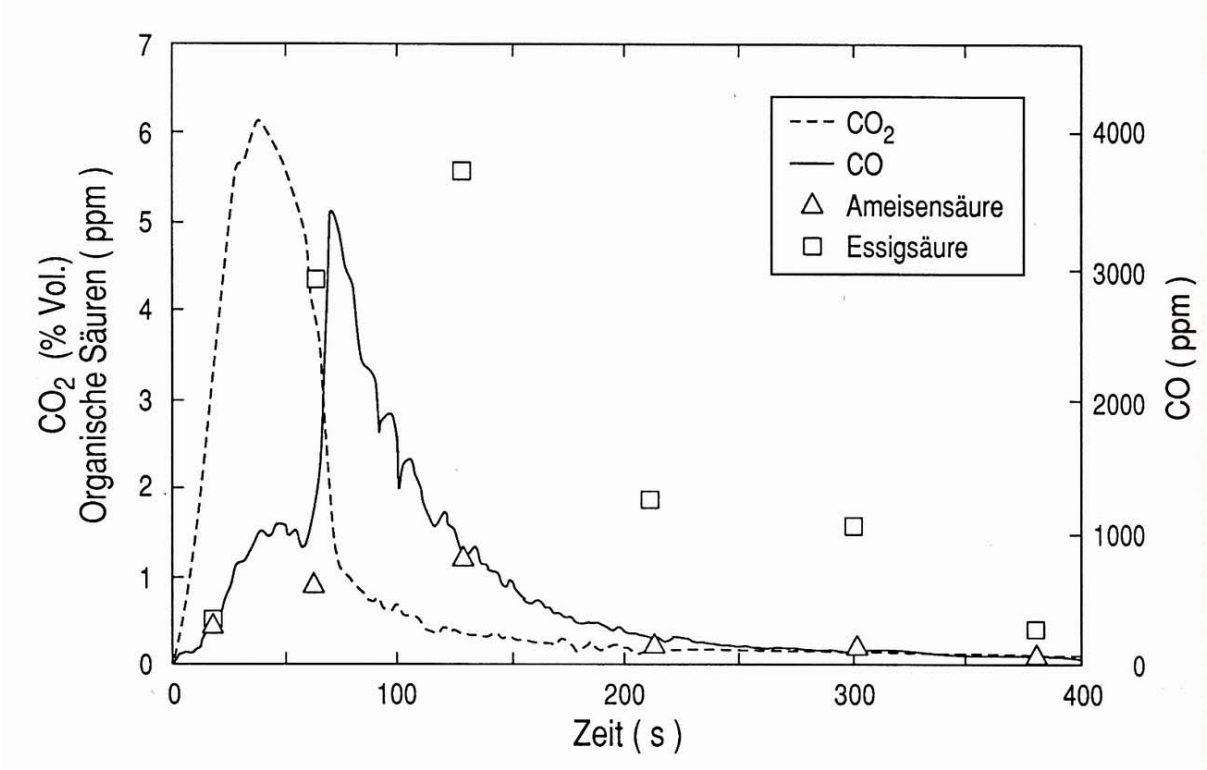


Abb.40. Konzentrationen von CO_2, CO, Ameisensäure und Essigsäure im Rauch eines experimentellen Feuers. Die Flammphase des Feuers dauerte etwa 60 s. Konzentrationen sind für CO_2 in % Volumen angegeben, in Mischungsverhältnissen (ppm) für die anderen Arten (nach einem Versuch von D. Scharffe, W. Hartmann und M.O. Andreae, unveröffentl., aus Andreae und Goldammer [1992]).

Andere Spurengase

Etwa 45% des Trockengewichts von pflanzlicher Biomasse besteht aus Kohlenstoff, der Großteil des restlichen Gewichtsanteiles aus Wasserstoff und Sauerstoff. Neben dem insgesamt wichtigsten Spurengas CO_2 ist Kohlenmonoxid (CO) ein weiteres wichtiges Verbrennungsprodukt, das vor allem bei Schwelbränden (unvollständige Verbrennung) entsteht. Die Nährelemente, deren Gewichtsanteil in der organischen Substanz vergleichsweise sehr gering ist (N: 0,3-3,8%, S: 0,1-0,9%, P: 0,01-0,3%, K: 0,5-3,4%), werden in verschiedenen gasförmigen Verbindungen oxidiert. Pyrolyse und unvollständige Verbrennung sind nicht nur für die erhöhte Bildung von CO, sondern auch von Methan (NH_4) und eine Reihe anderer Kohlenwasserstoffe (NMHC = non-methane hydrocarbons) und teilweise oxidierter organischer Komponenten verantwortlich, z.B. Alkohole, Aldehyde, Ketone und verschiedene organische Säuren (s.a. Andreae 1991; Greenberg *et al*. 1984). Daher werden diese Verbindungen vorzugsweise während der Schwelphase eines Feuers freigelassen (Abb.40).

Stickstoff wird vor allem als Stickoxid (NO) emittiert (10-20% des in der Biomasse anfänglich vorhandenen N), andere N-Verbindungen, wie NO_2, N_2O, NH_3 und HCN, stammen von weiteren 20-30% des pflanzlichen Stickstoffes; der Verbleib des restlichen Stickstoffes ist nicht vollständig geklärt und wird möglicherweise zum Teil als elementarer Stickstoff freigelassen (Lobert 1989; Lobert *et al*. 1991; Crutzen *et al*. 1990).

In pflanzlicher Biomasse ist ein Teil des Schwefels in Aminosäuren gebunden und kann bei Verbrennung und Pyrolyse zu Schwefeldioxid (SO_2) und Carbonylsulfid (COS) oxidieren und sich verflüchtigen. Möglicherweise ist die Bildung von COS besonders hoch bei den Schwelbränden in Reisstrohfeuern. Eigene vorläufige Untersuchungen zeigten, dass das Emissionsverhältnis COS:CO_2 in der Schwelphase

von Reisstroh erheblich höher ist, als in der Flammphase oder bei Bodenfeuern in Kiefern- bzw. Dipterocarpaceenwäldern (Tab.26).

Tab.26. Vergleich des Emissionsverhältnisses von Carbonylsulfid (COS) zu CO_2 beim Verbrennen von Reisstroh, von Bodenstreu in einem Kiefernbestand (*Pinus kesiya*) mit assoziiertem Unterstand mit *Dipterocarpus* spp. und einem Lauffeuer in einer Dipterocarpaceensavanne in Vietnam. Pilotmessungen der Arbeitsgruppe Feuerökologie, Max-Planck-Institut für Chemie, mit dem Centre des Faibles Radioactivités, Gif-sur-Yvette (s.a. Nguyen *et al.* 1992)

Probe-Nr.	Brennmaterial	Feuerverhalten	COS (ppbv)	CO_2 (ppmv)	COS/CO_2
1	Reisstroh	Flammphase	29,0	8.381	0,003
2	Reisstroh	Schwelphase	283,9	2.522	0,113
3	Streu von *P. kesiya* und *Dipterocarpus* spp.	Lauffeuer (Boden-feuer), Flammphase	73,0	14.944	0,005
4	*Dipterocarpus*-Savanne	Lauffeuer	3,8	3.107	0,001

Rauchpartikel

Die Sichtbarkeit des Rauches aus Biomasseverbrennung ist auf den Anteil der in die Atmosphäre emittierten Rauchpartikel zurückzuführen. Das Verhältnis der gesamten Rauchpartikel zum emittierten CO_2 beträgt nach neueren Untersuchungen von Andreae *et al.* (1988) und Andreae (1991) etwa 30g/kg $C(CO_2)$. Ein Teil (etwa ein Viertel) des darin enthaltenen Kohlenstoffes wird als elementarer Kohlenstoff (Ruß) freigesetzt.

An dieser Stelle soll bereits besonders auf die Rolle von elementarem Kohlenstoff in biogeochemischen Kreisläufen hingewiesen werden. Gleichermaßen wie Holzkohle scheint elementarer Kohlenstoff weder pflanzenverfügbar noch mikrobiell abbaubar oder oxidierbar zu sein. Der Transport und die Ablagerung von Kohlenstoff aus Biomasseverbrennung in die Böden oder in die Ozeane kann dann zu einer atmosphärischen Kohlenstoffsenke führen, wenn dieser Kohlenstoff aus Verbrennungsprozessen in einem Ökosystem stammt, in dem die Nettoprimärproduktion langfristig unverändert hoch ist; hierauf wird weiter unten nochmals eingegangen (Abschn. 5.3.1).

Rauchpartikel spielen zum Einen eine Rolle in der lokalen bis regionalen Beeinträchtigung der Sicht. Die großräumige Sichtverschlechterung durch Brandwolken kann erheblichen Umfang einnehmen. So musste beispielsweise während der Regenwaldbrände in Borneo in der Trockenzeit von 1982-83 der Flughafen von Singapore zeitweise geschlossen werden, der etwa 1500 km entfernt vom Zentrum des Feuergeschehens lag. Ähnliche Berichte liegen auch aus den Amazonasregionen vor, in denen während des Höhepunktes der Brandrodungsaktivitäten von 1987 und 1988 der Flugverkehr zeitweise stillgelegt werden musste.[4]

[4] Im Spätjahr 1991 verhinderte eine außergewöhnlich lang anhaltende Inversionswetterlage über Südostasien den Abzug des Rauches, der im Wesentlichen durch die Waldverbrennung in Indonesien (Kalimantan) entstanden war. Obwohl 1991 vergleichsweise weniger Waldflächen umgewandelt bzw. durch unkontrollierte Feuer betroffen waren, wurde eine erhebliche Beeinträchtigung der Luftqualität in der gesamten Region Südostasiens verzeichnet.

Die aus Biomasseverbrennung stammenden Rauchpartikel spielen zum Anderen eine wichtige Rolle in der Wolkenbildung (Kondensationskerne). Dabei führt die pyrogene Injektion von Wolkenkondensationskernen zu einer Erhöhung der gesamten Anzahl der Kondensationskerne, und dies wiederum zu einer Erhöhung der Anzahl der Tröpfchenbildung. Unter der Voraussetzung einer konstanten Verfügbarkeit von Wasser sind diese Tröpfchen dann insgesamt kleiner und leichter und regnen daher nicht ab. Eine Verminderung von Niederschlag ist daher denkbar.

Chemische Reaktionen der Spurengase

Die Produkte aus Biomasseverbrennung ähneln den Emissionen aus Verbrennung fossiler Brennstoffe. Die Ausgangsprodukte CO, NO_x und verschiedene Kohlenwasserstoffe sind für die Bildung von photochemischem Smog und Ozon (O_3) verantwortlich (über eine Reaktionskette photochemischer Oxidation erfolgt die Bildung von CO [zusätzlich zum direkt emittierten CO], das dann in Reaktion mit OH zu CO_2 oxidiert wird; weiterhin reagieren CO und andere Kohlenwasserstoffe mit NO_x und bilden hohe O_3-Konzentrationen. Hohe Ozon-Konzentrationen (50-100 ppb) wurden in den Tropen besonders in Höhen zwischen 1 und 5 km gemessen (Andreae *et al*.1988, zusammenfassend auch bei Crutzen und Andreae 1990); ein Beispiel eines troposphärischen Ozonprofiles über einer westafrikanischen Savanne während der Trockenzeit mit einer durchschnittlichen Feuerbelastung wird in Abbildung 41 gegeben.

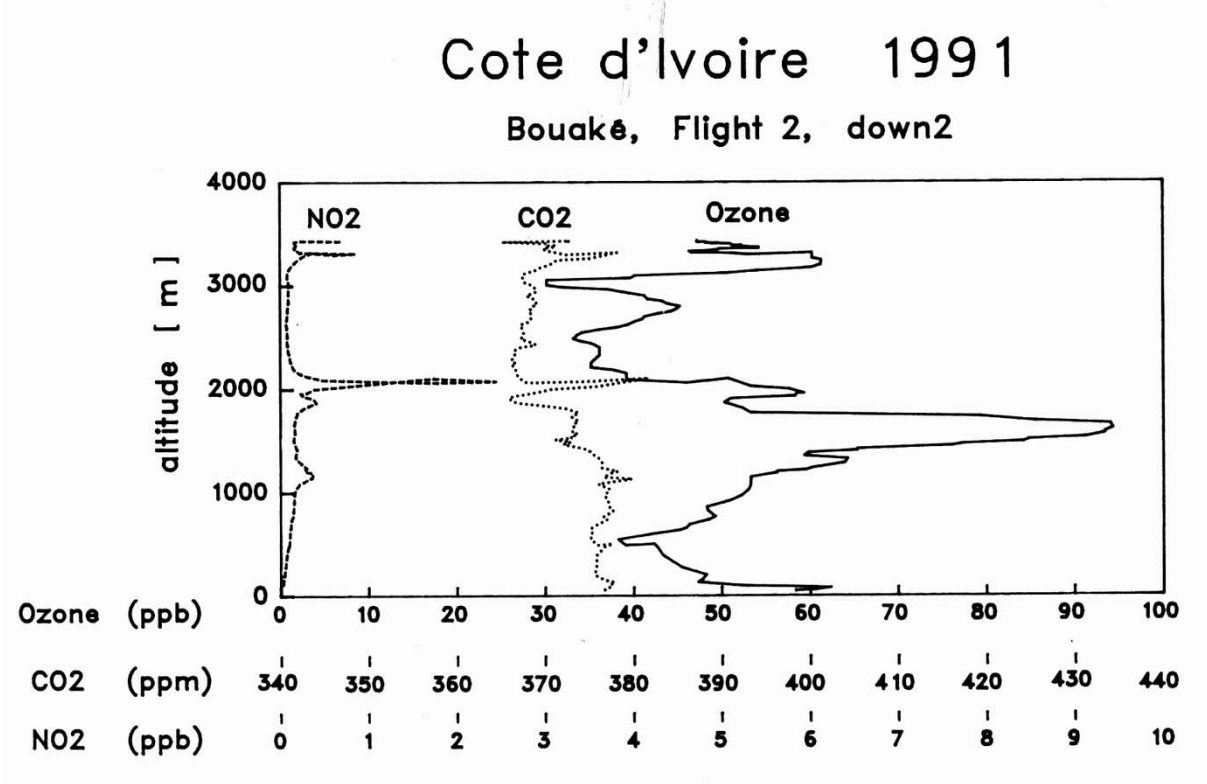


Abb.41. Konzentrationen von O_3, NO_2 und CO_2 in einem Höhenprofil zwischen Bodennähe und ca. 3400 m ü.NN über einer westafrikanischen Savannenlandschaft (Côte d'Ivoire, zwischen Lamto und Bouaké) während der Trockenzeit (Januar 1991). Der Photosmog ist besonders ausgeprägt in Höhen zwischen 1,5 und 4 km (unveröffentl. Ergebnisse der Messkampagne DECAFE 91/FOS, Max-Planck-Institut für Chemie, Arbeitsgruppe Helas und Arbeitsgruppe Feuerökologie. Grafik G.Helas; s.a. Helas *et al.* [1992]).

In Bodennähe variiert die Ozon-Konzentration im Tag-Nacht-Rhythmus; sie kann tagsüber Werte um 40 ppb und möglicherweise über 100 ppb erreichen (Crutzen und Andreae 1990), die durchaus den Größenordnungen entsprechen, wie sie in den stark emissionsbelasteten, hochindustrialisierten Regionen auftreten können.

Großräumiger Transport von Ozon aus Biomasseverbrennung ist ebenfalls möglich. So stellten Fishman *et al*. (1990) mit Hilfe des satellitengestützten **Total Ozone Mapping Spectrometer** (**TOMS**, auf **NIMBUS 7**) und den Ozondaten aus dem **Stratospheric Aerosol and Gas Experiment (SAGE)** fest, dass die höchsten troposphärischen Ozonkonzentrationen im östlichen Atlantik anzutreffen sind und die mit großer Wahrscheinlichkeit aus der Biomasseverbrennung der westafrikanischen Savannen stammen (Abb.43 [S.203]).[5]

Überraschend ist festzustellen, dass auch in den von den industriellen Zentren abgelegenen Regionen der Tropen ein nicht unerheblich Eintrag von Säuren stattfindet. Es handelt sich dabei vor allem um organische Säuren (Ameisen- und Essigsäure) (Helas *et al*. 1991), die in gelöster oder trockener Form deponiert werden. Dabei sind pH-Werte unterhalb von 4,0 zu erwarten (Andreae 1991).

Der Beitrag der Biomasseverbrennung als globale Quelle von COS, das als langlebiges Spurengas bis in die Stratosphäre transportiert wird und dort sowohl die Reflexionseigenschaften der sogenannten

[5] Auf das Phänomen des troposphärischen Ozon über der südatlantischen Region wird in Abschnitt 5.4.1 nochmals eingegangen.

Sulfatschicht beeinflusst, als auch beim Ozonabbau katalytisch wirksam werden kann (Crutzen 1976), ist m.E. noch nicht vollständig geklärt.

Aussagen über einige mögliche weitere Reaktionen von Spurengasen sind mit großen Ungewissheiten verbunden. So wird allgemein davon ausgegangen, dass eine Zunahme der Konzentration des troposphärischen O_3, CO und CH_4 durch die Reaktion mit den Hydroxyl-Radikalen (OH) verhindert wird ("Selbstreinigung" der Atmosphäre). Diese Reaktion, bei der O_3 und OH verbraucht werden und bei der CO_2 gebildet wird, funktioniert bei niedrigen NO_x-Konzentrationen. Eine Erhöhung der Injektion von CO und CH_4 in die Atmosphäre kann zur Verringerung von Hydroxyl-Radikalen und damit zum Anstieg der CH_4- und CO-Konzentration und damit zu einer Destabilisierung der Atmosphäre führen (Crutzen 1987). Andererseits kann die Erhöhung der NO_x-Emissionen aus Biomasseverbrennung zu einer Erhöhung der O_3-und OH-Bildung führen und damit diesen Prozess umkehren.

5.2.2 Umfang der Emissionen aus Biomasseverbrennung

Um die Bedeutung der Emissionen aus Biomasseverbrennung in den Tropen an großräumig wirksamen atmosphärenchemischen Prozessen beurteilen zu können, ist die Kenntnis des Umfanges der regelmäßig verbrannten Biomasse unabdingbar. Hierbei wirken sich die in Abschnitt 5.1 aufgezeigten Kenntnislücken bzw. Unsicherheiten der Abschätzungen voll aus.

Dennoch sollen an dieser Stelle zwei Versuche wiedergegeben werden, die Emissionen aus Biomasseverbrennung abzuschätzen. In Tabelle 27 liegt eine aktualisierte Fortschreibung der Hochrechungen von Crutzen und Andreae (1990) und Andreae (1991) über die jährlich weltweit verbrannte Menge pflanzlicher Biomasse vor (aus Andreae und Goldammer 1992). Umfang und Anteil der dabei freigesetzten Spurengase sind in Tabelle 28 zusammengestellt. In beiden Tabellen sind sowohl Brennholzverbrauch und Holzkohleproduktion, als auch die Verbrennung landwirtschaftlicher Ernterückstände enthalten. (Dies muss bei einem Vergleich mit dem folgenden Modell berücksichtigt werden.)

Eine eigene Modellrechnungen versucht, die jährlich potentiell brennbaren Landflächen in den Tropen, die dabei verbrannte Biomasse und den dabei emittierten Kohlenstoff zu schätzen. Dieses Modell beruht auf einer überarbeiteten Auswertung von Vegetationskarten und Information über Biomassedichten und Feuerintervalle von Weiss (1990). In den in Abschnitt 5.1.2 (Tab.22-25) unterschiedenen drei "Fallgruppen" von Feuerszenarien (Netto-Waldumwandlungsrate, wiederholt brennende Waldflächen und wiederholt brennende Savannenflächen) können jährlich potentiell jeweils folgende Mengen von oberirdischer Biomasse verbrannt werden:

Tab.27. Globale Abschätzung des jährlichen Umfanges an Verbrennung pflanzlicher Biomasse und des dabei in die Atmosphäre emittierten Kohlenstoffes (nach Andreae und Goldammer 1992)

Verbrennungsvorgang bzw. Kategorie der Biomasse	Verbrannte Biomasse in Tg Trockensubstanz J^{-1}			Freigesetzter Kohlenstoff in Tg J^{-1} [a]
	Tropen	Außertropen	Insgesamt	
Waldumwandlung	1260	1150	2410	1080
Savannenbrände	3690	-	3690	1660
Brennholzverbrauch	1720	220	1940	880
Holzkohleproduktion	20	1	21	82
Landwirtschaftliche Ernterückstände	420	420	850	380
Weltweit insgesamt	7120	1800	8910	4080

[a] Zugrunde gelegt ist ein Anteil von 45% in darrtrockener pflanzlicher Biomasse. Für Holzkohle: siehe Andreae und Goldammer (1992)

Waldumwandlung

Bei der Errechnung der verbrannten Biomasse über die Netto-Rate des Waldflächenverlustes wurden die in den einzelnen Kontinenten unterschiedlichen Holzvorräte und die übrige Biomasse berücksichtigt (Brown und Lugo 1984, 1990; s.a. Lieth 1975). Wie bereits oben angedeutet, fließen in die Berechnung die voll bestockten Flächen ein. Von der ermittelten oberirdische Biomasse werden dann aber nur 40 % als verbrannt angesehen, da bei der Waldumwandlung der größere Teil des starken Stammholzes nicht vollständig verbrennt, sondern nach dem ersten (ggf. weiteren) Feuerdurchgang verrottet; diese Schätzung wurde mit den Annahmen von Crutzen und Andreae (1990) abgestimmt. Insgesamt verbrennen aufgrund Schätzung, die auf veralteten FAO-Daten beruht und von daher als konservativ anzusehen ist, jährlich 546×10^6 t pflanzlicher Biomasse durch Waldumwandlung.

Tab.28. Vergleich globaler Emissionen aus Biomasseverbrennung mit den gesamten globalen Emissionen (einschl. Biomasseverbrennung) (Andreae und Goldammer 1992)

Spurengas bzw. Komponente	Emissionsver-hältnis (im Vgl. mit CO_2)	Emissionen [a]			Anteil	Referenz für die Einschätzung "Alle Quellen"
		Tropen	Weltweit	Alle Quellen		
CO_2 (netto, aus Entwaldung)	---	2400	2400	7600 [b]	32%	Bolin *et al.* (1986)
Verbrannter Kohlenstoff		3200	4080	---		
CO_2 (brutto, aus Verbrennung)	880	2820	3590	8790 [c]	41%	Bolin *et al.* (1986)
Gase						
CO	80	220	290	1100	26%	WMO (1985)
CH_4	8	23	29	380	8%	Cicerone und Oremland (1988)
NMHC [d]	10	28	36	100	36%	Ehhalt *et al.* (1986)
N_2	4,7	31	39	150	26%	Rosswall (1981)
N_2O	0,1	0,7	0,8	≤6	≥16%	Vitousek (1991)
NO_x	2,3	7,6	9,6	40	24%	Logan (1983)
NH_3	1,3	4,3	5,5	44	12%	Andreae *et al.* (1989)
RCN	0,6	2,0	2,5	---	---	
SO_x	0,25	1,9	2,4	200	1,2%	Andreae (1990)
COS	0,011	0,08	0,11	1,4	8%	Khalil und Rasmussen (1984)
CH_3Cl	0,12	1,00	1,28	2,3	55%	WMO (1985)
H_2	27	13	16	36	45%	Schmidt (1974)
Aerosole [e]						
TPM [f]	25	70	90	1500	6%	Peterson und Junge (1971)
POC [g]	17	47	59	180	33%	Duce (1978)
EC [h]	2,5	7	9	22	40%	Turco *et al.* (1983)
Kalium	0,4	1,1	1,4	---	---	
Ozon	30	338	431	1100	39%	Crutzen (1988)

Erläuterungen zu Tabelle 28 (S. 192):

[a] Umfang der jährlichen Emissionen in Tg C (für CO_2, CO, CH_4 und NMHC) und in Tg N, S und Cl für N- und S-Verbindungen und CH_3Cl
[b] Entwaldung plus Verbrennung fossiler Energieträger
[c] Biomasseverbrennung plus Verbrennung fossiler Energieträger
[d] Nicht-Methan-Kohlenwasserstoffe (außer Isopren und Terpenen)
[e] Emissionsverhältnisse für Aerosole in g/kg C (CO_2)
[f] Gesamtmenge an Partikeln (***total particulate matter***)
[g] Kohlenstoffpartikel einschließlich elementarem Kohlenstoff (***particulate organic carbon***)
[h] Elementarer Kohlenstoff (***elemental carbon***)

Regelmäßig wiederkehrende Feuer in Waldgesellschaften

In dieser Kategorie wurden zwei Typen von Brennvorgängen erfasst. Zum Einen wurde der heute vorherrschende Wanderfeldbau-Zyklus in diejenigen Waldgesellschaften gelegt, die bereits einer anthropogenen Nutzung und/oder Degradation unterlagen. Dabei wurde für die ermittelten Flächen des Wanderfeldbaues ein Zyklus von 15 Jahren und eine dann jeweils wieder nachgewachsene oberirdische Biomassedichte von 60 t ha^{-1} angesetzt.

Eine weitere Kategorie sind die regelmäßig durch Bodenfeuer durchbrannten nichtimmergrünen Wälder und Koniferenwälder, bei denen lediglich Bodenstreu und Unterstand verbrannt werden. Es gibt eine große Reihe von Flächen, die auf diese Art jährlich durchbrennen, andere Flächen brennen lediglich alle 3 bis 5 Jahre durch. Bei einer durchschnittlichen Feuerfrequenz von drei Jahren verbrennen in den Laubwäldern dabei durchschnittlich 4 t ha^{-1} (akkumuliertes Brennmaterial), in den Kiefernwäldern werden ebenfalls 4 t ha^{-1} angesetzt, obwohl im Einzelfall die brennbare Streuauflage bzw. der vom Feuer konsumierte Unterstand erheblich höhere Auflagegewichte erreichen kann. Bei den von Feuern in Abständen von 10 Jahren verbrannten Buschformationen wurde eine Biomassedichte von 40 t ha^{-1} angenommen.

Insgesamt können durch diese wiederholten Feuer in den verschiedenen Wald- und Buschformationen potentiell 1571×10^6 t Biomasse jährlich verbrannt werden.

Savannenbrände

Die in den Savannen verbrannte Menge der Biomasse hängt im Wesentlichen von der Produktivität der Savannen ab. Feuchtsavannen mit hoher oberirdischer Biomasse, etwa in Westafrika, können jährlich zwischen 6 und 12 t ha^{-1} produzieren, eine Menge, die eine ausreichende Grundlage für jährliche Feuer darstellt. In den Trockensavannen bietet eine oberirdische Nettoprimärproduktion von 2-3 t ha^{-1} keine ausreichende Grundlage für jährliche Feuer, so daß die Feuerintervalle entsprechend länger werden. Die Feuerintervalle und die dabei jeweils verbrannte Biomasse müssen für die einzelnen Regionen der Tropen sorgfältig untersucht werden, da hier große Unterschiede zwischen den einzelnen Savannentypen auftreten. Da Informationen aus Einzeluntersuchungen nur beschränkt vorliegen, müssen Modellrechnungen für die gesamten Tropen ebenfalls auf Schätzungen gestützt werden, die insgesamt mit sehr großen Unsicherheiten behaftet sind.

Die Savannen stellen mit einem Verbrennungspotential von nahezu 8×10^9 t pro Jahr auf einer Fläche von $1{,}5 \times 10^9$ ha den größten Anteil der Verbrennungsvorgänge in den Tropen dar.

Die in Tabelle 25 zusammengefassten Werte stellen die Obergrenze der potentiell jährlich brennbaren

Biomasse dar (eine untere Grenze hat dieses Modell nicht). Bei einer gesamten, dem Feuer ausgesetzten Biomasse ($10x10^9$ t) können danach jährlich bis zu $4,5x10^9$ t (= 4,5 Pg) Kohlenstoff emittiert werden (brutto). Hierin sind weder Brennholzverbrauch noch landwirtschaftliche Abfälle enthalten.

Um dieses Modell mit den Obergrenzen anderer Hochrechnungen der Emission Kohlenstoff aus Vegetationsbränden vergleichen zu können, müssen die Anteile der Brandrodung, der Waldumwandlungen und Savannenbrände aus diesen Einschätzungen herausgezogen werden. In den Hochrechnungen von Crutzen und Andreae (1990) belaufen sich diese Emissionen von Kohlenstoff (brutto) auf jährlich 3,3 Pg, nach Tabelle 25 (Andreae und Goldammer 1992) auf 2,7 Pg. Nach dem Modell von Hao *et al*. (1990) werden in Wäldern und Savannen jährlich ca. 2,25 Pg Kohlenstoff aus der Verbrennung von 5,0 Pg Biomasse brutto emittiert. Die Integration von Vegetationsbränden in ein Biomemodell, das ***High Resolution Biosphere Model*** des Institutes für Angewandte Systemanalyse (IIASA), zeigt zur Zeit der Drucklegung dieser Arbeit eine Emission von 3,2 Pg für alle Biome (Mack 1992).

Die Emissionswerte aller in Tabelle 28 aufgeführten Elemente und Verbindungen, die auf den Abschätzungen der verbrannten Biomasse in Tabelle 27 beruhen, lassen sich auf ihr Emissionsverhältnis zu CO_2 zurückführen (ausführliche Herleitung in Andreae und Goldammer [1992]). Für die Emissionsberechnungen der anderen o.a. Modelle der Biomasseverbrennung sind die gleichen Emissionsverhältnisse analog zugrunde zu legen.

Die Unsicherheiten aller hier aufgeführten Schätzungen sind allerdings derart groß, so daß sie allenfalls Größenordnungen aufzeigen und sich als richtungsweisende Denkansätze verstehen lassen können. Die verschiedenen Einschätzungen der jährliche C-Emission um ca. 3 Pg aus weltweiten, aber vorwiegend tropisch-subtropischen Vegetationsbränden und die Obergrenzen der jährlich potentiell brennbaren Flächen bzw. Biomassen von ca. 4,5 Pg stellen einen Rahmen dar, den es zu verfeinern gilt.

Dennoch bietet sich ein Vergleich dieser vorläufigen Werte mit den Größenordnungen der Emissionen aus der Verbrennung fossiler Brennstoffe an, die jährlich etwa 5,2 Pg (brutto = netto) Kohlenstoff in die Atmosphäre freisetzen (Bolin *et al*. 1986). Nach den o.a. Modellen ergeben sich damit obere jährliche Brutto-Emissionswerte von Kohlenstoff zwischen 7,45 und 9,7 Pg. Die Vegetationsbrände in den Tropen und Subtropen haben danach einen Anteil von etwa 30 bis 45 % an der gesamten derzeitigen Brutto-C-Emission.

Für eine Reihe von atmosphärenchemisch und klimatisch relevanten Gasverbindungen spielt es keine Rolle, um wie viel kleiner der Netto-Anteil der Kohlenstoffemission aus Biomasseverbrennung im Vergleich zu den Brutto-Werten ist. Der Bindung von atmosphärischem CO_2-C durch die Vegetation, die nach dem Feuer wieder aufwächst, ist aber derart hoch, so dass die Bilanz des gesamten feuerbedingten Netto-Kohlenstoff-Flusses von terrestrischen Ökosystemen in die Atmosphäre geringer ausfällt. Bei den Modellen, die den Netto-Kohlenstoff-Fluß aus terrestrischen Ökosystemen in die Atmosphäre hochrechnen, wird daher im Wesentlichen die Netto-Entwaldungsrate zugrunde gelegt (z.B. Woodwell *et al*. 1983; Houghton *et al*. 1985; Detwiler und Hall 1988). Diese Vorstellung von Kohlenstoffverlagerung berücksichtigt allerdings nicht die Möglichkeit, daß die Verbrennung pflanzlicher Biomasse mit der Bildung von elementarem Kohlenstoff verbunden ist, der weder in der Atmosphäre verbleibt, noch von Pflanzen aufgenommen oder oxidiert werden kann.

5.3 Feuerinduzierte Ökosystemprozesse und mögliche Rückkoppelungseffekte

Aussagen über mögliche Auswirkungen der Biomasseverbrennung auf übergreifende ökosystemare und klimarelevante Prozesse übertreffen die Unsicherheiten über die Abschätzung der Größenordnung von Brandflächen in den Tropen und Subtropen. Bei der Ermittlung der verbrannten Biomasse und der daraus herzuleitenden Emissionen handelt es sich noch um eine relativ einfache, eindimensionale Problemstellung. Heute noch bestehende Unsicherheiten können technisch überwunden werden, z.B. über ein System der weltweiten Überwachung (satellitengestütztes Monitoring) von Bränden und der

terrestrischen Erfassung der betroffenen pflanzlichen Biomasse; eingeschränkte finanzielle Ressourcen sind bislang das wesentliche Hindernis für eine entsprechende Entwicklung. Der Impakt der Tropenbrände auf die physikalische und chemische Umwelt, insbesondere auf klimawirksame Veränderungsprozesse in der Biosphäre, ist hingegen weitgehenden Imponderabilien unterworfen. Angesichts erwarteter anthropogener Veränderungen der Atmosphäre stellt sich auch die Frage, inwieweit die dadurch veränderten Klimabedingungen wiederum einen Rückkoppelungseffekt auf das Feuergeschehen in den Tropen haben können. Überlegungen hierzu sollen in den nächsten beiden Abschnitten zusammengefasst werden.

5.3.1 Mögliche Klimaveränderungen durch anthropogene Verbrennungsprozesse: Die Rolle des Tropenwaldes und der Tropenwaldverbrennung

Die Veränderung der Atmosphäre durch den anthropogenen Eintrag gasförmiger Verbindungen und Partikel und deren Auswirkungen auf klimawirksame Prozesse ist in den vergangenen Jahren zunehmend Gegenstand verstärkter Grundlagenforschung in der Luftchemie und Klimatologie. Dabei wurde eine Reihe von Modellen entwickelt, in denen der Kenntnisstand über die Auswirkungen der anthropogenen Veränderung verschiedener physikalischer und chemischer Eigenschaften der Biosphäre zusammengefügt wurden, um Aussagen über daraus resultierende Veränderungen des regionalen und globalen Klimas zu gewinnen (Intergovernmental Panel on Climatic Change [IPCC] 1990; Deutscher Bundestag 1990). Eine zentrale Rolle in den globalen Zirkulationsmodellen (**General Circulation Models [GCM]**) spielen die gasförmigen Verbindungen aus Verbrennungsprozessen und die Veränderung der Landoberflächen durch Landnutzungsänderungen.

Kohlendioxid und elementarer Kohlenstoff

Die wichtigsten Zirkulationsmodelle gehen davon aus, dass die Atmosphäre durch den modernen anthropogenen Eintrag und Verbleib von CO_2 verändert wird. Dies drückt sich beispielsweise darin aus, daß sich die Klimamodelle auf eine Atmosphäre beziehen, deren Gehalt an CO_2 doppelt so hoch wie zu Beginn der industriellen Revolution (ca. 260 ppm) ist ($2xCO_2$-Klima). Trotz genereller Berücksichtigung der globalen Landnutzungsänderungen (vor allem die Entwaldung) in den Modellen des Kohlenstoffkreislaufes stehen damit die CO_2-Emissionen aus der Verbrennung fossiler Brennstoffe im Mittelpunkt. Dieser Denkansatz impliziert, dass vor dem Ansteigen des Bevölkerungswachstums und der Industrialisierung im 19.Jahrhundert ein stabiler Gleichgewichtszustand zwischen terrestrischen Ökosystemen, den Ozeanen und der Biosphäre bestanden haben muss, der durch diese neue Quelle von CO_2 gestört wird.

Derartige Annahmen stützen sich unter anderem auf die Rekonstruktion historischer und prähistorischer CO_2-Gehalte der Atmosphäre. So zeichnet die Analyse der in Gletscher- und Polareis eingeschlossenen Luft ein deutliches Bild des atmosphärischen CO_2-Gehaltes. Im Fall des antarktischen Vostock-Eiskerns lassen sich diese Merkmale bis 160.000 Jahre vor Heute zurückverfolgen (Barnola *et al*. 1987, 1991). Die dort festgestellten Schwankungen des atmosphärischen Kohlenstoffgehaltes sind eine Bestätigung der postulierten pleistozänen Klimaschwankungen, die sich durch die Änderungen und Wanderungsbewegungen der Vegetation rekonstruieren lassen.

Prozesse der Verlagerung von Kohlenstoff zwischen terrestrischen Ökosystemen und der Atmosphäre laufen aber selbst während stabiler Klimaperioden ab. Sieht man von der durch die Vegetationsdynamik bedingten und jahreszeitlich insgesamt gleichmäßigen Schwankungsbreite des CO_2-Gehaltes der Atmosphäre (Keeling 1984; Thoning *et al*. 1989) ab, kann man auch insgesamt nicht von einem Gleichgewichtszustand des Kohlenstoff-Budgets zwischen Atmosphäre und terrestrischen Ökosystemen sprechen. Ein "Gleichgewichtszustand" (***steady state***) ist insofern eine Fiktion, da terrestrische Ökosysteme eine Kohlenstoffsenke darstellen. Der Austrag von organischem Kohlenstoff aus den Wäldern und anderen Landökosystemen durch Transport über die Wasserläufe in die Ozeane stellt

beispielsweise eine solche Senke dar, und zwar auf einer sehr kontinuierlichen Basis (Schlesinger und Melack 1981; Lugo 1983; Lugo und Brown 1986). Die Fähigkeit der Böden, deren Gehalt an organischem Kohlenstoff global auf 1-3x10^{12} t geschätzt wird (Post *et al*. 1982), zusätzlichen Kohlenstoff zu binden, ist weitgehend unbekannt.

Derzeit wird jährlich ein Ansteigen des Kohlenstoffes in der Atmosphäre von ca. 3x10^{9} t beobachtet. Allein die Verbrennung von fossilen Brennstoffen setzt jährlich aber mindestens 5,3x10^{9} t in die Atmosphäre frei. Hinzu kommt der bislang nicht genau quanitifizierbare Netto-Fluss von Kohlenstoff aus Waldumwandlung und Biomasseverbrennung (s.o.). Tans *et al*. (1990) stellten in der jüngsten kritischen Analyse über den Wissensstand des globalen Kohlenstoff-Flusses fest, dass die Differenz des Partialdrucks von CO_2 ($\delta_p CO_2$) zwischen den Ozeanen und der Atmosphäre eine Aufnahme von maximal 26 bis 44 % des derzeit in die Atmosphäre emittierten fossilen CO_2-C durch die Ozeane ermöglicht.

Das ***missing sink*** des heute emittierten Kohlenstoffes beträgt nach Tans *et al*. (1990) demnach ca. 2,0-3,4x10^{9} t CO_2-C pro Jahr. Eine große Reihe von Erklärungen bietet sich an: Steigende Waldflächen und Holzvorräte in den Ländern der ECE-Region (ECE/FAO 1986), insbesondere auch in der Sowjetunion (Holowacz 1985) und in der Volksrepublik China (61x10^{6} ha Aufforstungen in Durchführung und projektiert bis 2050). Sedjo (1990) führt auch noch die Wiederbewaldung aufgelassener landwirtschaftlicher Flächen in den USA an, vor allem in der Folgezeit der Depression in den 30er Jahren.

Eine weitere Erklärung für das ***missing sink*** kann auch in der Biomasseverbrennung gesucht werden. Diese zunächst abenteuerlich anmutende These, dass Vegetationsverbrennung zu einer atmosphärischen Kohlenstoffsenke führen könnte, wurde erstmals von Seiler und Crutzen (1980) angeführt. Die Verbrennung pflanzlicher Biomasse ist mit der Bildung von elementarem Kohlenstoff verbunden, der weder in der Atmosphäre verbleibt, noch von Pflanzen aufgenommen, mikrobiell abgebaut oder oxidiert werden kann. Die Bildung von Holzkohle, die sich als Zeugen prähistorischer Brände über geologische Zeiträume hinweg erhalten hat, ist ein Vorgang, der die Funktion von Waldbränden als Kohlenstoffsenke verdeutlichen kann. Der elementare Kohlenstoff wird aber auch in schwarzen Rußpartikeln emittiert. Beim Abtransport des elementaren Kohlenstoffes in die Ozeane wird dieser in den Sedimenten praktisch unwiederbringlich abgelagert (Herring 1985), so dass es sich bei diesem Vorgang eindeutig um eine Senke von Kohlenstoff handelt (Fosberg *et al*. 1990).

Über die Größenordnung der weltweiten Bildung elementaren Kohlenstoffes bzw. von Holzkohle aus Biomasseverbrennung herrscht kein klares Bild. Daten von Fearnside *et al*. (unveröffentlicht, in Fearnside 1990) zeigen, dass bei Waldverbrennnung in Amazonien etwa 3,6 % des Kohlenstoffes, der dem Feuer ausgesetzt war, als Holzkohle in Form von unvollständig verbrannter Biomasse am Standort verbleibt. Zusammen mit dem emittierten elementaren Kohlenstoff kann sich der gesamte Anteil des bei Biomasseverbrennung gebildeten und für die Neubildung von Vegetation nicht verfügbaren und hinsichtlich des Rückflusses in die Atmosphäre neutralen Kohlenstoffes auf 5-10% des feuerexponierten Kohlenstoffes belaufen (Crutzen und Andreae 1990).

Ob die Rolle derjenigen Vegetationsbrände, die in einer relativ stabilen Feuerklimax ablaufen (beispielsweise in den regelmäßig gebrannten Savannen, den laubabwerfenden und den Koniferen-Wäldern) eine größere Rolle als globale "pyrogene" Kohlenstoffsenke spielen, bleibt zu klären. Immerhin ist denkbar, daß bei gleichbleibender Nettoprimärpoduktivität eines regelmäßig gebrannten Savannenstandortes, wie etwa in den afrikanischen Feuchtsavannen, ein erheblicher Teil des Kohlenstoffes in organischer und in elementarer Form durch Wind- und Wassererosion in marine Sedimente ausgetragen wird und rechnerisch durch atmosphärischen Kohlenstoff ersetzt werden muss.

Andere klimarelevante Spurengase

Kohlendioxid, das um die Mitte der 80er Jahre etwa 70% der klimarelevanten, anthropogen emittierten Spurengase ausmachte (globales Erwärmungspotential), steht heute im Mittelpunkt der Diskussion um die anthropogene Klimaänderung. In einer neueren Untersuchung zeigen Lashof und Ahuja (1990) auf,

daß sich die relative Bedeutung für den "zusätzlichen Treibhaus-Schub" in der zweiten Hälfte der 80er Jahre verlagert hat. Danach ist das zusätzliche Erwärmungspotential lediglich zu 57% durch CO_2 bedingt. Neben der relativen Zunahme der Bedeutung von FCKW's (HCFC-22, CFC-11, CFC-12), deren Anteil am zusätzlichen Erwärmungspotential von ca. 9,5 auf 25% anstieg, verzeichneten insbesondere CH_4 und N_2O einen anteilsmäßigen Anstieg von 9 auf 12% bzw. 3 auf 6%. Methan und Stickstoffoxide, die aus Biomasseverbrennung entstehen, wirken sich nicht nur durch das vergleichsweise zu CO_2 höhere Absorptionspotential von Infrarotstrahlung aus, sondern auch durch ihre indirekte Wirkung über weitere Reaktionen. Beispielsweise führt die Anreicherung von O_3 und stratosphärischer Wasserdampfkonzentration durch NH_4 zur Erhöhung der strahlungsrelevanten Wirkung von CH_4 um ca. 70% (Lashof 1989). Hinzu kommt die Erweiterung von Verweilzeiten in der Atmosphäre: die oben erwähnte Koppelung von CH_4-CO-OH führt zu einer Erhöhung der Verweilzeit von Methan in der Atmosphäre, da jedes emittierte CH_4-Mol die Verweilzeit eines Moles Methan um 50% erhöht. Insgesamt ist davon auszugehen, dass das globale Erwärmungspotential (auf molarer Basis, relativ zu CO_2 = 1,0) von CO = 1,4, von CH_4 = 3,7 und von N_2O = 180 ist (Lashof und Ahuja 1990).

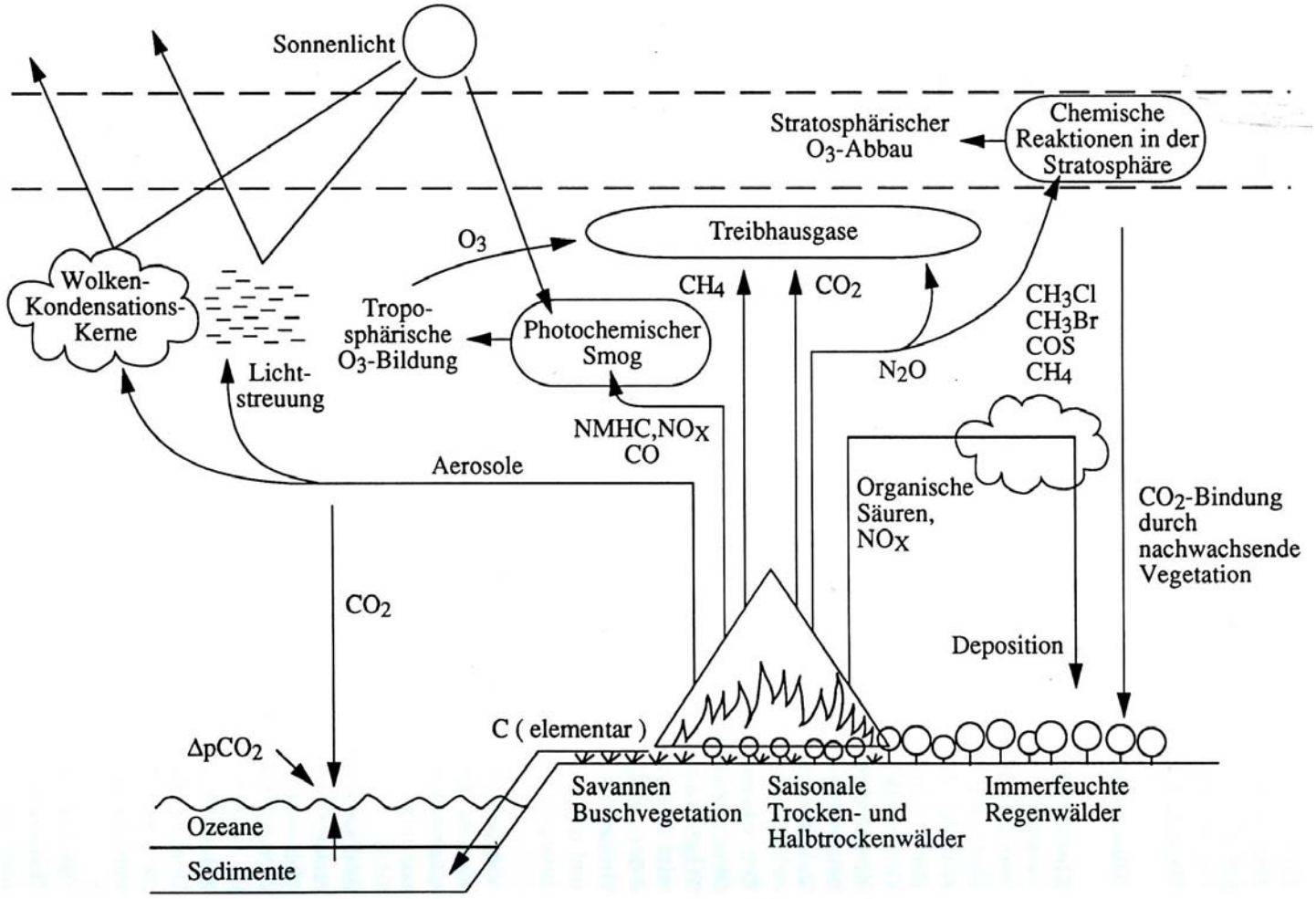
Von besonderer Bedeutung für das Erwärmungspotential ist Ozon. Ramanathan *et al*. (1985) messen dem troposphärischen Ozon einen Anteil am globalen Erwärmungspotential von etwa 15% zu. Die oben beschriebenen Ozonkonzentrationen in der mittleren und oberen tropischen Troposphäre (Abschn.4.2.1), die durch Biomasseverbrennung bedingt sind, können danach einen Anteil bis zur Hälfte des Erwärmungspotentials haben (Andreae 1991).

Impakt feuerinduzierter physikalischer Prozesse

Neben den Spurengasen aus Biomasseverbrennung sind hinsichtlich ihrer strahlungsrelevanten Wirkung auch noch einige feuerinduzierte physikalische Phänomene zu berücksichtigen. Rauchpartikel aus Biomasseverbrennung, die in höhere Luftschichten eingetragen werden, stellen Kondensationskerne dar und verstärken die Wolkenbildung (Hallett *et al*. 1989). Inwieweit derart gebildete Wolkenschichten zu einer Veränderung der Strahlungsbilanz führen können, ist weitgehend ungeklärt.

Indirekte Auswirkungen des Feuers sind auch dann zu erwarten, wenn die einmal geänderten Feuerregime in degradierter Vegetation zur Etablierung von Savannen und Grasländern oder zur völligen Entblößung der Vegetationsbedeckung führen. Die Feuer-Degradation einer baumbedeckten, geschlossenen Vegetation in eine Savanne oder in Grasland führt zu einer Veränderung der Albedo von 0,07-0,13 (tropischer Regenwald) auf 0,15-0,19 (Savanne) bzw. 0,18-0,25 (Grasland)(Potter *et al*. 1975). Die Entfernung des Regenwaldes führt dabei nicht nur zum Rückgang des lokalen und regionalen Niederschlagspotentials (in Amazonien werden mindestens 50% des Niederschlages durch Evapotranspiration in die Atmosphäre zurückgeführt [Salati 1987]). Die Veränderung der vertikalen Zirkulation und die Reduzierung der Evapotranspiration verändert auch die Umverteilung von Sonnenenergie, die über Wasserdampf als latente Wärme abgeführt und über die obere Troposphäre in höhere Breiten neu verteilt werden kann. Hansen *et al*. (1984) kommen in einer Modellstudie zum Schluss, dass diese physikalischen Veränderungen einen starken Einfluss auf eine globale Klimaänderung haben werden.

Abb.42. Schematische Darstellung von Emissionen, Umformung und Verbleib einiger Spurengase aus Bränden in tropischer Vegetation



5.3.2 Tropenwald und Feuerszenarien in einem 2xCO_2-Klima

Eine im Wesentlichen durch anthropogene Verbrennungsprozesse herbeigeführte Klimaänderung hat weitreichende Auswirkungen auf die Vegetation und konsequenterweise auf die Feuerregime selbst. Vorhersagen über die Entwicklung von Vegetation und Feuervorkommen in einem global veränderten Klima lassen sich bislang in begrenztem Umfang aus Klimamodellen ableiten.

Klimamodellierung

Klimamodelle sind mathematische Formulierungen von physikalischen Prozessen in und zwischen der Atmosphäre, den Ozeanen und den Landoberflächen (Washington und Parkinson 1986). Eine Reihe von globalen Zirkulationsmodellen wurden u.a. von der NASA, Goddard Institute for Space Studies (GISS), dem National Center for Atmospheric Research (NCAR), der Oregon State University (OSU), dem Geophysical Fluid Dynamics Laboratory (GFDL), dem Canadian Climate Center (CCC) und dem United Kingdom Meteorological Office (UKMO) entwickelt. Die Zusammenfassung der wissenschaftlichen Grundlagen zur Klimaänderung durch das Intergovernmental Panel on Climatic Change (IPCC) stützen sich bei der Entwicklung von Emissions- und Klimaszenarien auf derartige Modelle (ausführliche Zusammenfassung in IPCC [1990]).

Die pessimistische Variante von vier Szenarien unterstellt, daß in den nächsten Jahrzehnten keine global spürbare Einschränkung der Emissionen von klimawirksamen Spurengasen zum Tragen kommt. Danach dürfte das 2xCO_2-Klima etwa im Jahr 2025-2050 erreicht sein. Es wird davon ausgegangen, daß sich die globalen Durchschnittstemperaturen bis dann um 1 bis 4-5◦C erhöhen werden. In den Tropen wird sich dabei die Temperaturerhöhung in der Größenordnung von etwa der Hälfte des globalen Mittels auswirken. Jahreszeitliche Extreme und regionale Unterschiede lassen diesen jährlichen Mittelwert allerdings als relativ wenig aussagekräftig erscheinen.

Von den fünf regionalen Szenarien, die mit Hilfe hochauflösender Modelle erstellt werden konnten (CCC, GFDL, UKMO), lassen sich im vorliegenden Zusammenhang die tropisch-subtropischen Szenarien Südasien (5-30◦N, 70-105◦O) und Sahel (10-20◦N, 20◦W-40◦O) wie folgt zusammenfassen:

Südasien: In Südasien sind nach den verwendeten drei Modellen die Durchschnittstemperaturen während der Feuersaison (Dezember bis Februar) um 1-2◦C erhöht und der Niederschlag um -5% (CCC) und +15% (UKMO) verändert. Für die Bodenfeuchte zeigen CCC/UKMO keine Veränderung, während GFDL eine Abnahme von 5% prognostiziert.

Sahel: Für die Sahelzone zeigen die Modelle in der Trockenzeit ebenfalls eine Zunahme von Durchschnittstemperaturen zwischen 1 und 2◦C voraus. Die Niederschläge werden sich zwischen 5% (GFDL) und 10% (CCC) verringern (UKMO: unverändert). Die Bodenfeuchte erhöht sich dennoch um 5% (GFDL) bis 10% (UKMO)(CCC: unverändert).

Die für die Einschätzung von Feuerszenarien kritischen Parameter Niederschlag und Bodenfeuchte zeigen in diesen Regionen weniger starke Veränderungen, wie für Südeuropa und das zentrale Nordamerika; in diesen beiden Regionalszenarien sagen alle Modelle einheitlich einen Rückgang von Niederschlag und Bodenfeuchte für den Sommer (Brandsaison) voraus.

Neben den bislang aufgeführten Unsicherheiten bezüglich der Quellen und Senken klimarelevanter Spurengase bestehen auch erhebliche Unwägbarkeiten bezüglich der Wirkung von Wolken auf den Strahlungshaushalt. Die zusätzliche Wolkenbildung erfolgt nicht nur durch Kondensationskerne, u.a. aus Biomasseverbrennung, sondern auch durch höhere Luftfeuchte, wie sie als Folge des "Treibhausklimas" auftreten kann.

Szenarien der Waldentwicklung und der Feuerregime

Nach dem bisherigen Stand der Klimamodellierung sind dennoch einige Aussagen über Feuerszenarien in einem 2xCO_2-Klima möglich. Die Veränderung heutiger Feuerregime hängt, wenn man von dem Faktor Mensch zunächst absieht, von der potentiellen Vegetation, dem direkten Einfluß einiger veränderter Klimaparameter und den Witterungsextremen ab.

Die potentielle natürliche Waldvegetation in einem 2xCO_2-Klima und damit die Veränderung bzw. die Wanderungsbewegungen der derzeitigen Vegetation können mit Hilfe modellierter Entwicklungen von Temperatur, Niederschlag, Bodenfeuchte, etc. ebenfalls modelliert werden. Ausführliche Arbeiten existieren hierzu für nordamerikanische Waldgesellschaften der gemäßigten Zone (Emanuel *et al*. 1985; Pastor und Post 1988, zusammenfassend vor allem in Shands und Hoffman 1987; EPA 1989; Topping 1989) und besonders für die boreale Nadelwaldzone (Kauppi und Posch 1988; s.a. Bolin *et al*. 1980; Duinker 1990). Die Waldentwicklungsszenarien zeigen polwärtige Arealveränderungen gemäßigter und borealer Waldgesellschaften. Sie sind auf günstigere Temperaturbedingungen, vor allem auch Verlängerung der Vegetationsperiode, im Norden (Arealgewinn) und dem Ausweichen vor Trocknisstreß im Süden (Arealverlust) zurückzuführen.

Für die Tropen liegen einige Versuche der Modellierung von Arealveränderungen von Wald- und anderen Vegetationstypen vor, die sich auf eine Verschiebung der Holdridge-Lebenszonen (Holdridge 1947) stützen (Emanuel *et al*. 1985; Smith *et al.* 1992). Danach wird sich das Gesamtareal subtropischer Waldgesellschaften um insgesamt 22% verringern (Verlust von ca. $250x10^6$ha, davon $17x10^6$ ha subtropischer Trockenwälder). Das Verbreitungsgebiet der tropischen Waldgesellschaften wird sich um 28% erhöhen (+$530x10^6$ ha). Der Zugewinn tropischen Waldlandes liegt vor allem im Bereich der Trockenwälder (ca.+$400x10^6$ ha). Die projizierte Zunahme von tropischen Trockensavannen bewegt sich in der Größenordnung von $210x10^6$ ha.

Damit erhöhen sich die vegetationsbedeckten Flächen in den Tropen und Subtropen, die regelmäßig und in kurzen Abständen überbrannt werden (Trockenwälder und Savannen), um insgesamt etwa $700x10^6$ ha.

Die Anpassung des Artenspektrums, der Morphologie und der physiologischen Ökologie tropischer und subtropischer Waldgesellschaften an geänderte Klimabedingungen wird in einem langsamen Prozess erfolgen. Dieser Anpassungsprozess wird die Mortalitätsrate der Arten, die die Grenze ihrer ökologischen Amplitude erreichen, erhöhen. Erhöhte Mortalität kann dabei rein ökophysiologisch bedingt sein (Trockenheits-Stress), aber auch durch vermehrtes Auftreten sekundärer Schaderreger beschleunigt werden. Beispielsweise wird die Verlängerung der warm-trockenen Saison in den montanen und submontanen Kiefernwälder der Inner- und Randtropen das Vermehrungs- und Schadpotential rindenbrütender Insekten erhöhen. Gleiches gilt für blattfressende Schadinsekten oder auch Pilzkrankheiten, die sich einem veränderten Niederschlags- und Temperaturregime anpassen und ausbreiten können.

Damit ändert sich zunächst der Komplex des potentiell brennbaren Materials (abgestorbene stehende und liegende Bäume, Totholz) (Fosberg 1989; Joyce *et al*.1990). Wildfeuer, die in diesem Brennmaterial Nahrung finden, können den Prozess der Transformation von Waldgesellschaften oder deren klimabedingte Degradation in Savannen beschleunigen oder aber auch qualitativ verändern.

Zusammen mit dem zunehmenden Einfluss anthropogener Feuer und der damit verbundenen "unnatürlichen" Feuerregime können bestimmte Regenerationsprozesse und die Neubildung von Wald völlig unterbunden werden. Eine andere denkbare Entwicklung ist die Invasion exotischer feuerangepasster Arten in die gestörten Ökosysteme. Eine Reihe von Beispielen aggressiver Einwanderung feuerangepasster Arten in subtropischen und mediterranen Biomen liegen vor. Im südlichen Florida stellt die eingewanderte *Melaleuca quinquenervia* (**paperbark tree**), die extrem feuerangepasst ist, mittlerweile eine starke Bedrohung der heimischen Vegetation dar (Wade *et al*. 1980). Im südlichen Afrika breitet sich *Hakea sericea*, eine serotine Buschart aus Australien, mittlerweile in über 20% der Wassereinzugsgebiete der Fynbos aus (van Wilgen *et al*. 1990).

In jedem Fall werden das Feuerrisiko und die Brennbereitschaft der Waldvegetation, die sich im Zustand des Überganges zu einem neuen Gleichgewichtszustand mit dem Klima befindet, erhöht. Inwieweit bei einer Geschwindigkeit der Klimaänderung, die nach den bisherigen Modellierungen höher ist, als beispielsweise während der pleistozänen Klimaschwankungen, ein Gleichgewichtszustand eine Fiktion ist, sei dahingestellt.

Ein weiteres Phänomen, das Einfluss auf Vegetationsmuster und Feuerregime haben kann, ist die Verschiebung von Vegetationsgürteln entlang von höhenzonalen Gradienten. Die Rekonstruktion pleistozäner Vegetationsgürtel in den tropischen Anden zeigt erhebliche Aufwärtsbewegungen der Waldgürtel und anderer Vegetation seit dem letzten Glazial (van der Hammen 1974; s.a. Flenley 1979a). Diese Tendenz der Höhenmigration von Waldgesellschaften wird sich in einem wärmeren Klima fortsetzen. Zum Einen kann ein Verlust der Arten und Vergesellschaftungen eintreten, die heute bereits die höchsten Höhenlagen besiedeln und dann nicht mehr weiter aufwärts wandern können. Zum Anderen kann die Erwärmung der montanen Lagen auch Einfluss auf Feuerregime haben, indem die Wasserrückhaltefähigkeit beeinflusst wird. Die heute noch schneetragenden Hochlagen der Anden oder der Himalayas können schneefrei werden. Dies wird zur Folge haben, dass die saisonale Verteilung von abfließendem Wasser gestört wird. Dies wird sich vor allem in den Tieflandlagen auswirken, in denen die Wassernachfuhr während der Trockensaison reduziert wird.

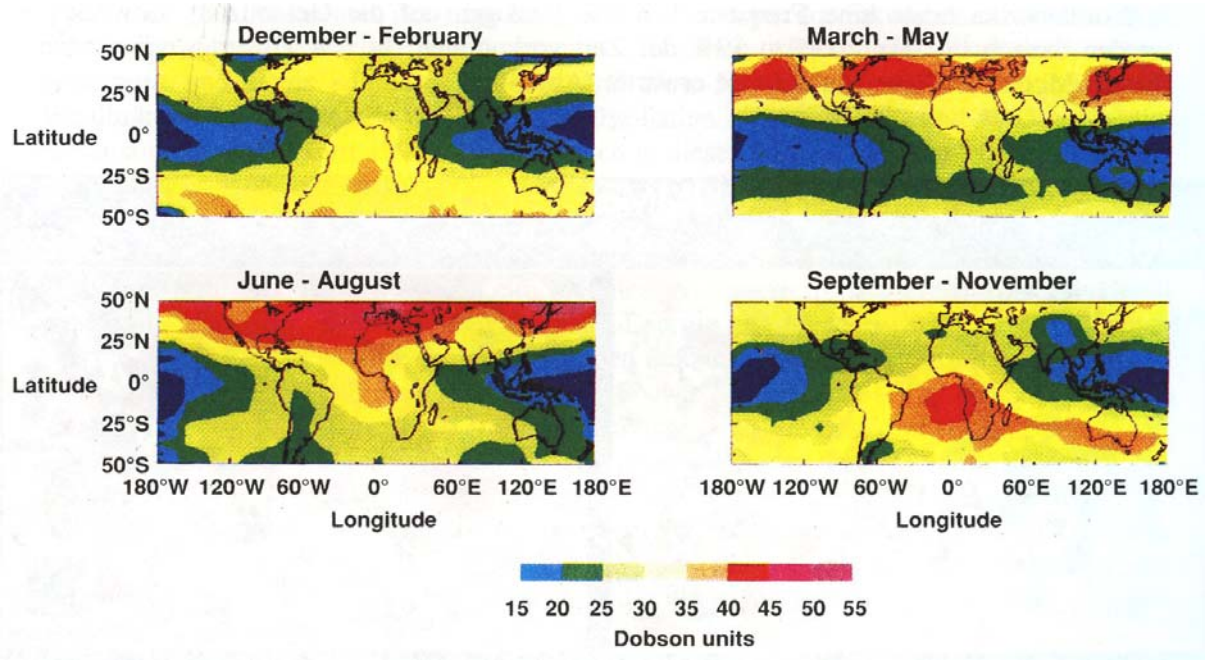


Abb.43. Saisonale Mittelwerte der Konzentrationen der troposphärischen Ozonsäule aus den TOMS- und SAGE-Daten von 1979-89 (in Dobson-Einheiten; s. Text). Die zweimonatigen Mittel September/Oktober und November/Dezember zeigen erhöhte troposphärische Ozonkonzentrationen in der südlichen Hemisphäre, die wahrscheinlich auf die Waldumwandlung und die Savannenbrände zurückzuführen sind. Die hohen Ozonwerte während der Brandsaison in den nördlichen Tropen Südasiens (März/April) können stärker durch industriell bedingtes Ozon kontaminiert sein. Die hier gezeigte Ozonproblematik ist Gegenstand geplanter Untersuchungen (Abschn.5.4) (Computergrafik: NASA, mit frdl. Genehmigung von J.Fishman; s.a. Fishman *et al.* 1990).

Extreme Trocknisereignisse und andere abiotische Schäden

Für die Entstehungs- und Ausbreitungsbedingungen des Feuers in einem veränderten Klima sind besonders die Häufigkeit und die Dauer des Auftretens von extremen Trocknisereignissen von Bedeutung. In einer GISS-Modellstudie kommen Rind *et al.* (1990) zum Schluss, daß die Häufigkeit von Trocknisereignissen in Nordamerika in einem 2xCO_2-Klima dramatisch zunehmen wird. Sowohl der **Palmer Drought Severity Index** als auch der neu entwickelte **Supply-Demand Drought Index [SDDI]** (Differenz zwischen Niederschlag und potentieller Evapotranspiration) - beide Indices sind Ausdruck der Differenz zwischen atmosphärischer Wasserversorgung und der benötigten Feuchtigkeit - steigen im global erwärmten Klima erheblich an. Während in höheren Breiten die durchschnittlich relativ kühlere Atmosphäre leichter mit zusätzlicher Feuchtigkeit saturiert werden kann und dort der Niederschlag ansteigt, sind die relativ wärmeren mittleren und niederen Breiten durch erhöhte potentielle Evapotranspiration gekennzeichnet, verbunden mit Defizit an Bodenfeuchte und erhöhtem Wasserstress der Vegetation. Extreme Trocknisereignisse, die in Nordamerika heute eine Frequenz von 5% (bezogen auf die Gesamtzeit) aufweisen, werden danach im Jahr 2050 zu 50% der Zeit vorkommen. In den Tropen werden nach diesem Modell ähnliche Verhältnisse erwartet (Abb.44).

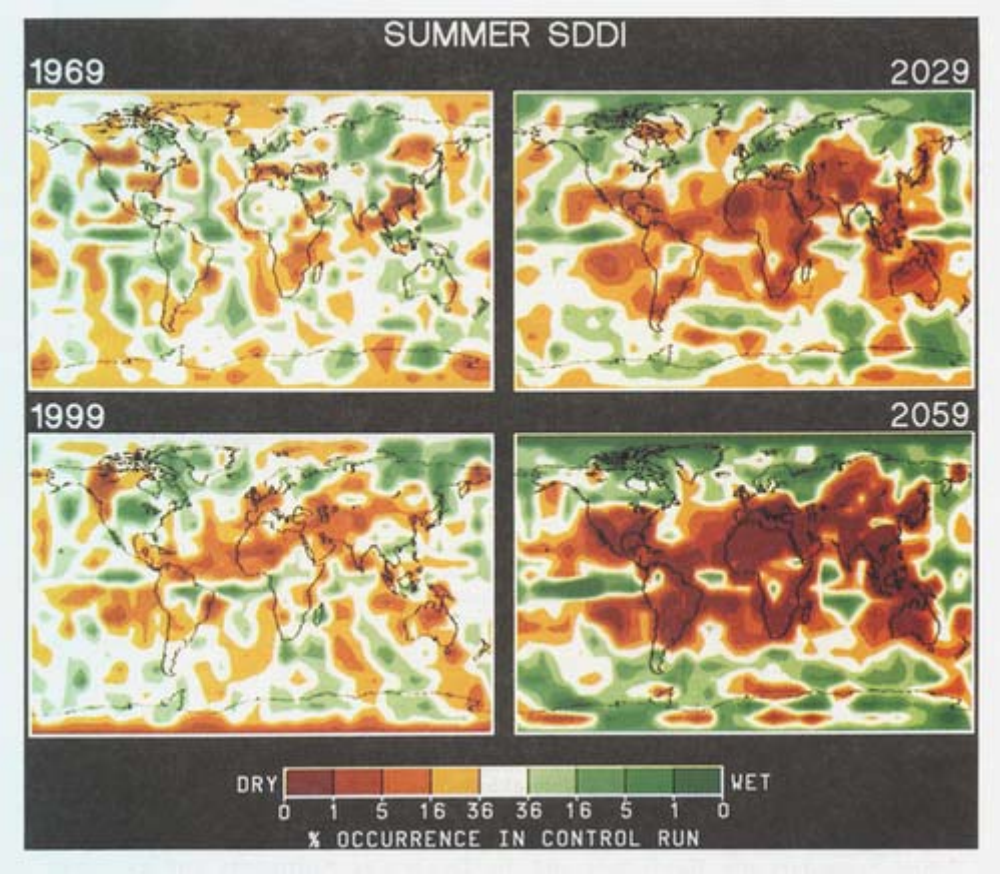


Abb.44. Supply-Demand Drought Index (SDDI) für die Monate Juni-August auf Grundlage des GISS-Klimamodells (Emissionsszenario A). Die Farbskala bezieht sich auf die Häufigkeit eines gegebenen Trocknisindexes in einem 100-jährigen Kontrolllauf mit den Bedingungen der Atmosphäre von 1958. Die Ergebnisse zeigen ein starkes Ansteigen der Trocknisextreme bis zum Modelljahr 2059. Dunkelrot bzw. 1% bedeutet hier, dass extreme Trockenereignisse, die im Kontrolllauf weltweit zu weniger als 1% der Zeit vorkamen und zufällig und unregelmäßig verteilt waren, im nächsten Jahrhundert erheblich häufiger vorkommen werden, vor allem in den Tropen (Graphik: mit frdl. Genehmigung der NASA; s.a. Rind *et al.* [1991])

Die Abhängigkeit zwischen extremen Trocknisereignissen und Waldbränden ist evident. Die Synchronie von Tropenwaldbränden und Klimaschwankungen, die durch die El Niño-Southern Oscillation (ENSO) ausgelöst werden, wurde in Abschnitt 3.1.2 beschrieben. Wesentlich genauer konnten derartige Ereignisse in Nordamerika dokumentiert werden. Dort haben die feuerhistorischen Analysen von Koniferen (*Pseudotsuga menziesii, Pinus ponderosa* und *Pinus edulis*) in Arizona und New Mexico eine klare Abängigkeit der Waldbrände von den Phasen der Südlichen Oszillation zwischen 1700 und 1985 aufgezeigt (Swetnam und Betancourt 1990). Danach traten in dieser Periode kleinere Waldbrände nach dem feucht-warmen Frühjahr auf (El Niño-Phase), während die großflächigen Waldbrände nach den trocken-kalten Frühjahren (La Niña-Phase) die Regel waren.

Weitere Störungen können durch ein erhöhtes Auftreten tropischer Stürme (Zyklone) entstehen. Tropische Zyklone beziehen ihre Energie im Wesentlichen aus der latenten Wärme, die im Wasserdampf über den Ozeanen enthalten ist. Die Voraussetzung hierzu ist im derzeitigen Klima, daß die Temperatur der Seewasseroberfläche 27°C oder höher ist. In einem Modell sagt Emanuel (1987) bei Berücksichtigung dieser Voraussetzungen und bei einer Erhöhung der Seewassertemperatur (an der Oberfläche) um 3°C eine Erhöhung der Destruktivität tropischer Stürme um 40% voraus. In der IPCC-Auswertung der Klimaszenarien wird gefolgert, dass die tropischen Stürme in ihrer Intensität im $2xCO_2$-

Klima zunehmen werden, daß aber aufgrund bestehender Unsicherheiten der Änderung der Zirkulation in den Tropen die Häufigkeit und die räumliche Verteilung tropischer Zyklone noch nicht vorhersagbar ist (IPCC 1990).

Für die Störungsprozesse in den tropischen Waldgesellschaften ist die Stärke der Zyklonen kritisch. In Abschnitt 3.1.4 wurde bereits angedeutet, dass die Zyklone für die Dynamik karibischer Wälder eine besondere Bedeutung haben und dass die Verbindung von Hurrikanschäden und Trocknisereignissen zum Auftreten von großen Waldbränden führen kann, die in dieser Region sonst nicht die Norm sind.

Gewitter- und Blitzschlagszenarien

Die wichtigste natürliche Feuerquelle ist der Blitzschlag, dessen Verteilungsmuster und Häufigkeit in engem Zusammenhang mit der Oberhöhe konvektiver Wolken stehen (Williams 1985). Aus dieser Beziehung lässt das GISS-Zirkulationsmodell eine Modellierung von Blitzschlagszenarien zu (Fosberg *et al*. 1990). Danach wird sich im $2xCO_2$-Klima die Blitzschlagdichte (sowohl innerhalb der Wolken als auch vertikale Entladungen zwischen Wolken und Bodenoberfläche) weltweit um 26% erhöhen. Der Anstieg der Blitzschlaghäufigkeit ist nach diesem Modell in den Tropen und Subtropen ähnlich groß, wie in der gemäßigten Zone.

Eine erhöhte Blitzschlagfrequenz wird sich auf das Vorkommen von Bränden in Savannen und saisonalen Wäldern auswirken, insbesondere durch Trockengewitter gegen Ende der Trockenzeiten, in denen die Begleitniederschläge fehlen, die die Feuerausbreitung begrenzen könnten. Die Bedeutung der möglichen Zunahme natürlicher Feuer wird aber angesichts des vorhandenen und mit Sicherheit im kommenden Jahrhundert erhöhten anthropogenen Feuerdrucks vergleichsweise unbedeutend bleiben.

5.4 Die Rolle der Feuer der Tropen und Subtropen in der Biosphäre - eine Zusammenfassung

Nach der zeitlichen und räumlichen Betrachtung der Rolle des Feuers in der Vegetation der Tropen und Subtropen und der Wechselwirkung mit atmosphärenchemischen Prozessen soll abschließend die Rolle des Feuers in der Biosphäre untersucht werden.

Die Beschreibung des Feuers im vorliegenden Kontext umfasste den Zeitraum von ca. 300 Millionen Jahren vor Heute bis zum Jahr 2050. Über geologische und evolutionäre Zeiträume hinweg hat das Feuer den Wald und andere Vegetation zwischen den Wendekreisen geformt und verändert. Darüber hinaus spielen die Wald- und Savannenbrände eine maßgebliche Rolle in biogeochemischen Prozessen, in denen die chemischen Elemente zwischen den biotischen und abiotischen Bestandteilen der Biosphäre transportiert werden und dabei eine Vielzahl von chemischen Reaktionen und physikalischen Veränderungen auslösen.

Der Stand des Wissens um die prähistorische und historische Rolle des Feuers in der Waldentwicklung impliziert die Feststellung, dass die feuerinduzierten ökosystemaren Prozesse einen "festen Platz" in der Biosphäre haben. Besteht dann ein Grund für besondere Aufmerksamkeit ?

Dies ist unbedingt zu bejahen. Denn die globalen Umweltverhältnisse haben sich in der jüngeren Geschichte der Menschheit derart stark geändert, dass hiervon auch die "Natürlichkeit" bzw. "Umweltverträglichkeit" der Rolle des Feuers in Wald- und anderen Vegetationsformationen in der Biosphäre betroffen sind und einem Veränderungsprozess unterliegen. Dieser ist durch folgende Prozesse gekennzeichnet:

- zunehmende Verdrängung bzw. Veränderung natürlicher Feuerregime durch anthropogene Feuerregime;

- der seit dem vergangenen Jahrhundert global stark zugenommene Prozess der Umwandlung von Wald in savannisierte Ödländer oder in Landnutzungssysteme mit geringeren oberirdischen Biomassedichten; und

- der Mitte des vergangenen Jahrhunderts einsetzende zusätzliche Eintrag von Treibhausgasen in die Atmosphäre durch Verbrennung fossiler Energieträger.

Die Rolle des Feuers in der Entwicklung tropischer und subtropischer Vegetation, die ursächlichen Zusammenhänge im Kontext von Bevölkerungsentwicklung und Landnutzungsänderung in diesem Raum und die postulierten oder bereits etablierten Rückkoppelungsprozesse zwischen Feuer, Vegetation und Atmosphäre bzw. Klima sind in Abbildung 45 schematisch zusammengefasst.

Durch den gesamten, sich zunehmend verändernden humanökologischen Impakt auf die Biosphäre ist es schwer, den Beitrag der Vegetationsbrände auf regionale oder großräumige Rückkoppelungsprozesse "herauszufiltern". Der Grund liegt darin, daß die Emissionen aus
natürlichen und halbnatürlichen Prozessen und die technogenen Emissionen in eine "gemeinsame Atmosphäre" hineingetragen werden, sich dort akkumulieren oder miteinander reagieren. Unumstritten ist die Tatsache, daß der Netto-Verlust von pflanzlicher Biomasse durch permanente Waldumwandlung zu einem Nettofluss von Kohlenstoff in die Atmosphäre führt. Umstritten ist aber die Höhe dieses Beitrages, auch wenn die ungefähre Größenordnung bekannt ist. Bereits eine Bewertung der nachhaltigen Auswirkungen der periodischen Feuer in Feuerklimaxwäldern und -savannen auf die chemischen Eigenschaften der Atmosphäre bereitet größere Schwierigkeiten. Hierbei ist wohl theoretisch unumstritten, wenn auch bislang noch nicht ausreichend quantifiziert, dass die Degradation von Feuersavannen auch zu einem Netto-Verlust von pflanzlichen Kohlenstoffvorräten führt.

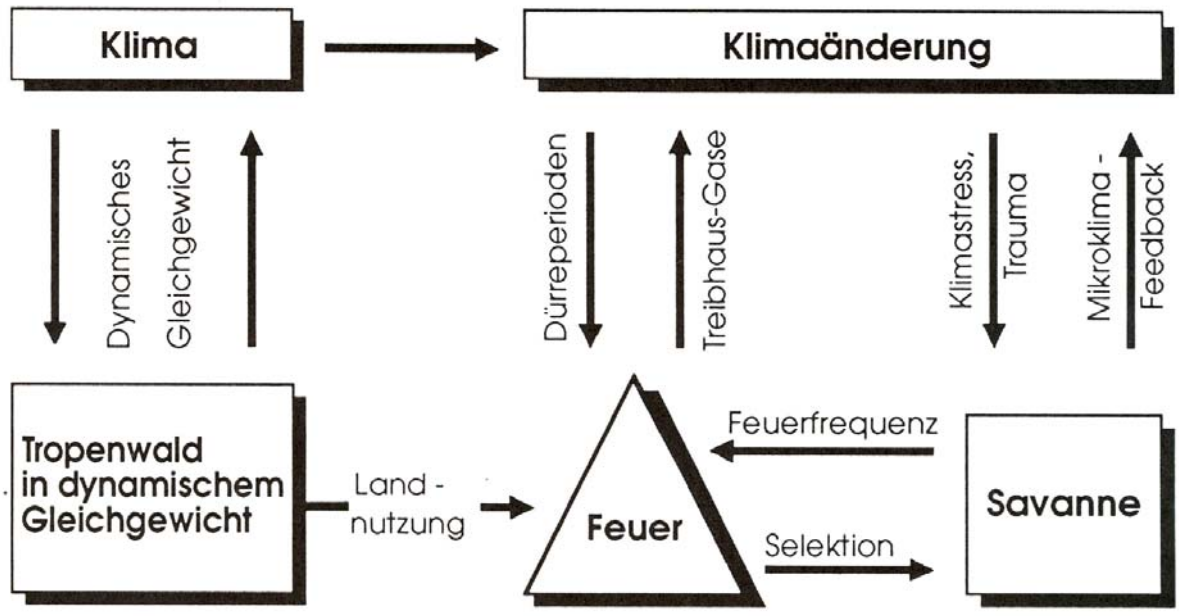


Abb.45. Die Rolle des Feuers in der Degradation des tropischen Regenwaldes und die damit verbundenen Rückkoppelungsmechanismen (nach Goldammer 1990a).

Eine der provozierenden Fragestellungen um die Klimarelevanz der periodischen Feuer in den Ökosystemen, deren Nettoprimärproduktivität nachhaltig durch das Feuer nicht beeinträchtigt wird, liegt im bislang unbekannten Umfang der Bildung elementaren Kohlenstoffes bei der Verbrennung und dessen Verbleib. Rein theoretisch kann die Bildung des nicht pflanzenverfügbaren und biologisch nicht

abbaubaren elementaren Kohlenstoffes in stabilen Feuerklimax-Gesellschaften zu einer Senke atmosphärischen Kohlenstoffes führen. Hier könnte dann die funktionelle Deutung des Feuers im Sinne eines regulativen Mechanismus der Gaia-Hypothese[6] ansetzen: Die Kohlenstoffbilanz der stabilen Savannen-Feuerklimax-Gesellschaften bewirkt, daß der aus Waldumwandlung über Verbrennungsprozesse in die Atmosphäre injizierte überschüssige Kohlenstoff wieder aus der Atmosphäre entfernt wird.

Theoretisch kann sich das Verhältnis von feuerbedingten Nettoflüssen von Kohlenstoff aus der Vegetation in die Atmosphäre einerseits und aus der Atmosphäre in terrestrische C-Senken andererseits irgendwann einpendeln und ausgleichen. Dieser Zeitpunkt ist dann erreicht, wenn die Waldvorräte in den Tropen weitgehend erschöpft oder geschützt sind und nicht mehr im heutigen Umfang zur Umwandlung zur Verfügung stehen, die Feuerklimax-Landschaften gleichzeitig aber unter unverändert regelmäßiger Feuerbeeinflussung stehen.

Der Stand des Wissens um den Eingriff des Menschen in die Waldökosysteme der Tropen weist trotz aller bestehenden Unsicherheiten auf eine Veränderung der lokalen, regionalen und globalen Umweltbedingungen hin. Da das Feuer in den relevanten Prozessen offensichtlich eine wichtige Rolle spielt, liegt der Gedanke nahe, über die Herausnahme des Feuers aus den Landschaften der Tropen und Subtropen eine Abschwächung oder Umkehrung der Entwicklung einzuleiten.

Über die Möglichkeit, mit Hilfe von Kompensationsaufforstungen, die das überschüssige CO_2 aus Verbrennung von fossilen Energieträgern und Biomasse aus der Atmosphäre zurückführen und langfristig binden können, sind bereits eine große Reihe von Hochrechnungen angestellt worden. Unter der Berücksichtigung der Vielfalt von Wuchszonen, Standortbedingungen und aufzuforstenden Arten ist der Phantasie der Modellierung praktisch keine Grenze gesetzt (vgl. insbesondere die postulierten **IPCC**

---

[6] Die Gaia-Hypothese, die maßgeblich von James **Lovelock** entwickelt wurde, postuliert, daß die Temperatur und Zusammensetzung der Erdoberfläche von der Gesamtheit der Lebensformen auf der Erde reguliert werden. Insbesondere die Atmosphäre, die hinsichtlich ihrer Zusammensetzung reaktiver Gase, des Oxidations-Zustandes, der Temperatur und der Albedo alles andere als in einem chemischen Gleichgewichtszustand ist, wird danach vom Wachstum und den metabolischen Aktivitäten der Summe aller Organismen erhalten (zusammenfassend in Margulis und Lovelock 1989). Die Gaia-Hypothese stützt sich auf die Tatsache, daß sich das Leben auf der Erde trotz extrem in- und extrinsischer Beeinflussungen bzw. Störungen über geologische Zeiträume hinweg erhalten hat. Dabei haben sich beispielsweise sowohl der Kohlendioxidgehalt als auch der Sauerstoffgehalt der Atmosphäre in einem Zustand relativ enger Schwankungsbreite erhalten, deren Über- oder Unterschreiten das Leben auf dem Planeten unmöglich gemacht hätte. Ohne Leben auf der Erde wäre die Erdoberfläche in einem Zustand, dessen Eigenschaften zwischen denen von Mars und Venus anzusiedeln wären. Diese "gaianische" Betrachtung der Erde brachte viele Anhänger der modernen Evolutionsbiologie und Ökologie zur radikalen Abkehr des Konzeptes, das eine Anpassung des Lebens auf der Erde an eine im Wesentlichen statische Umwelt postulierte.

Die Überlegung liegt nahe, dem Feuer eine Funktion in biosphärischen Regulativmechanismen zuzuweisen, etwa im Sinne der **Gaia**-Hypothese. Eine Erklärung einer **natürlichen** regulativen Biosphärenfunktion des (natürlichen) Feuers könnte in einer möglichen Analogie zur Funktion von Feuer und anderen Störungen in terrestrischen Ökosystemen gesucht werden. Dort kann das Feuer beispielsweise eine Rolle in der Stabilisierung eines Waldökosystems oder einer Landschaft spielen. Derartige Beispiele wurden in den vorherigen Abschnitten beschrieben: Das regelmäßige Auftreten von natürlichen Feuern unterschiedlicher Intensität, Intervalle und Flächenausbreitung (bezogen auf die Ebene der Landschaft) kann langfristig ein Höchstmaß an Stabilität von Waldgesellschaften erzeugen oder zumindest dazu beitragen. Das Gleichgewicht zwischen Feuer und Waldlandschaft ist dabei nicht statisch, sondern eben extrem dynamisch oder "pulsierend".

Eine weitere "gaianische" Rolle des Feuers kann in den Wirkungen der Aerosole aus Biomasseverbrennung gesehen werden. Die Rauchpartikel reflektieren Sonneneinstrahlung direkt bzw. indirekt über ihre wolkenbildende Wirkung (Kondensationskerne). Diese Effekte können sich global soweit aufaddieren, daß sie zu einer Abkühlung der Erdatmosphäre in einer Größenordnung von 2 W m^{-2} führen (Dickinson 1992). Der derzeitige Umfang der Biomasseverbrennung hat demnach gegenwärtig einen den zusätzlichen Treibhauseffekt mindernden Einfluß.

Response Strategies [IPCC 1990], s.a. Brown *et al*. [1986]; DOE [1988]; BML [1990]; Burschel und Weber [1990]; Mohnen *et al*. [1991]; Goldammer [1992e]).

Eine Hochrechnung von Houghton (1990) über den möglichen Umfang von Kompensationsaufforstungen in den Tropen ergibt, dass auf ca. $500x10^6$ ha ehemaliger Waldflächen und auf zusätzlich $365x10^6$ ha in Wald umzuwandelnden SHAG-Flächen bei einer durchschnittlichen C-Bindung von 1,7 t C ha^{-1} insgesamt $1,5x10^9$ g J^{-1} C für die Dauer von 100 Jahren gebunden werden könnten. In Tabelle 29 wird eine Hochrechnung über den Umfang von Aufforstungsflächen unter Wuchsbedingungen der gemäßigten Zone, der Subtropen bzw. der Tropen wiedergegeben, die notwendig sind, jährlich $5x10^9$ g C jährlich zu binden (Goldammer 1992e).

Tab.29. Größenordnung der notwendigen Aufforstungen in verschiedenen Regionen und Aufforstungs- bzw. Waldtypen der Erde, die erforderlich sind, jährlich 5 Gt C zu binden (Goldammer 1992e)

Region und Aufforstungstyp	Effizienz der C-Bindung (t C $ha^{-1}J^{-1}$)	Benötigte zusätzliche Waldfläche (mio ha)
<u>Subtropen</u>		
Plantagen mit schnellwachsenden Baumarten	7,50	670
<u>Tropen</u>		
Plantagen mit schnellwachsenden Baumarten (obere Leistungsgrenze)	9,20	520
<u>Gemäßigte Zone</u>		
Herkömmlicher Waldtyp	1,35	3700
Intensiv bewirtschaftete Nadelholzwälder	2,50	2000

Für die gesamte jährliche C-Emissionsleistung der Bundesrepublik Deutschland bzw. eines mittelgroßen Kraftwerkes (700 MW; $1{,}5 \times 10^6$ t C-Emission pro Jahr) ist die Berechnung in Tabelle 30 wiedergegeben (Goldammer 1992e).

Tab.30. Umfang der notwendigen Aufforstungsflächen, um die CO_2-Emissionen aus dem Energiesektor der Bundesrepublik Deutschland bzw. eines mittelgroßen Kraftwerkes (700 MW; 1,5 mio t C-Freisetzung pro Jahr) in der pflanzlichen Biomasse zu binden (Goldammer 1992e)

Zielprojektion	Jährliche Emission (mio t) von CO_2 (bzw. C)	Notwendige Aufforstungsfläche			
		Deutschland		Tropen	
		Niederwald (Kurzumtrieb)	Hochwald (Langumtrieb)	Leistungs-schwache Standorte	Leistungs-starke Standorte
Bindung der gesamten CO_2-Emissionen in der Bundesrepublik	1.067 (291)	54 mio ha	112 mio ha	104 mio ha	30 mio ha
Bindung der CO_2-Emissionen eines Steinkohlekraftwerkes (700MW)	4,2 (1,15)	442.308 ha	212.963 ha	410.714 ha	119.791 ha

Genauso theoretisch und weit davon entfernt, die Vielfalt von sozioökonomischen und ökologischen Imponderabilien berücksichtigen zu können oder zu wollen, ist folgendes Gedankenexperiment: Der große Teil der tropischen Feuersavannen sind potentielles Wald- oder Buschland. Bei Ausschluss des Feuers ließe sich die Biomassedichte auf diesen Savannenflächen erheblich steigern. Gleiches trifft für die nicht als Savannen definierten offenen und degradierten Waldgesellschaften zu, die eine erheblich höhere oberirdische Biomasse binden können, wenn der Einfluss des regelmäßigen Durchbrennens ausgeschlossen wird. Wenn es beispielsweise gelingen würde, die regelmäßigen unkontrollierten Wildfeuer auf 1500×10^6 ha von Feucht- und Trockensavannen und offenen Wäldern auszuschließen oder so zu steuern, daß dadurch über einen Zeitraum von 20-50 Jahren jährlich in der Baum- und Strauchschicht ein zusätzlicher Zuwachs und Vorrat oberirdischer Biomasse von 2,0 t ha^{-1} gebildet und damit etwa 1 t C ha^{-1} gebunden werden könnte, dann könnten für diesen Zeitraum dabei ebenfalls jährlich $1{,}5 \times 10^9$ g C pro Jahr gebunden werden.

Die Zielsetzung einer derartigen ***no-fire policy*** des Feuer-Managements der savannisierten tropischen Landschaften wäre nur als Teil der Strategie eines integrierten globalen Ökosystem-Managements

denkbar. Dieser müssten alle übrigen lokalen Zielsetzungen des Land-Managements untergeordnet werden. Der Weg zur Implementierung des Schutzes tropischer Vegetation vor Feuer ist beispielsweise über den Aufbau stabiler agroforstlicher Systeme theoretisch denkbar, er besitzt allerdings ebenso wenig Aussicht, realisiert werden zu können, wie die Aufforstung nährstoffarmer Böden.

Abb.46. Auf großen Flächen der Tropen kann die von regelmäßigen Feuern geschützte Savannenvegetation sich progressiv weiter zu einer Waldsavanne oder zu einem geschlossenen Wald entwickeln. Die in der rechten Bildhälfte gezeigte feuergeschützten Savannenfläche (rechts des Tal-Einschnitts bzw. der Feuerschutzstreifens) ist ein Zufallsergebnis des Feuerschutzes einer Aufforstung im Jebel Marra Forest Circle (Sudan). Die Dichte der pflanzlichen Biomasse in dieser Fläche bewirkt eine höhere Kohlenstoffbindung als die ungeschützte Feuersavanne. Aus der Sicht des Artenschutzes sind derart geschaffene Habitate von großem Interesse (Photo: Goldammer, 1991).

In Tabelle 31 sind abschließend noch eine Reihe von Varianten wiedergegeben, die die Größenordnung der unter (Feuer-)Schutz zu stellenden oder zu rehabilitierenden Vegetation veranschaulichen, die für die Bindung der jährlichen C-Emission eines mittelgroßen Kraftwerkes notwendig ist (Goldammer 1992e).

Tab.31. Umfang der vor Umwandlung oder Degradierung zu schützenden Vegetationsflächen bzw. Umfang der Wiederherstellung der "Biomasse-Tragfähigkeit" degradierter Vegetation, um die jährliche C-Freisetzung eines mittelgroßen Kraftwerkes (700 MW; 1,15 mio t C-Freisetzung/Jahr) kompensieren zu können (Goldammer 1992e)

Ausgangsvegetation (zu schützen bzw. zu rehabilitieren)	Zielbestockung	Erhöhung oder Erhalt der C-Bindung ($t\ ha^{-1}$) von $\rightarrow$ auf	Notwendige Schutzfläche
Tropischer Regenwald	Vermeidung der Degradierung bzw. Umwandlung in einen wiederholt gestörten Sekundärwald	298$\leftrightarrow$124	6600 ha
Degradierter bzw. sekundärer tropischer Regenwald	Schutz des degradierten Waldes (Sekundärwald) und Überführung in Ausgangszustand	124$\rightarrow$298	6600 ha
Tropischer nicht-immergrüner Wald	Vermeidung der Degradierung in eine Baumsavanne	238$\leftrightarrow$124	10.000 ha
Tropische Baumsavanne	Schutz der Baumsavanne und Überführung in einen höher bestockten Bestand	124$\rightarrow$238	10.000 ha
Tropische Baumsavanne	Vermeidung der Degradierung in eine Grassavanne	124$\leftrightarrow$52	16.000 ha
Tropische Grassavanne	Schutz und Überführung in eine tragfähigere Baumsavanne	52$\rightarrow$124	16.000 ha

5.4.1 Neue Wege der Forschung

Seit der Einführung des Begriffs "Biosphäre" im vergangenen Jahrhundert durch Süss (1875), der darunter die Gesamtheit des organischen Materie auf der Erde verstand, hat sich dieser Begriff in eine Dimension erweitert, die das gesamte planetarische System umfasst, welches das Leben auf der Erde erhält und enthält. Nach Botkin (1989) subsummiert sich unter diesem Begriff die Gesamtheit aller Lebensformen und die mit ihnen in aktivem Austausch stehenden Ozeane, Sedimente und die Atmosphäre.

Mit zunehmendem Wissensstand um die ökologischen Vorgänge auf der Erde zeigt sich, dass der traditionelle, fragmentierte (disziplinäre) Ansatz der Ökologie mit der Komplexität der wissenschaftlich anzugehenden und zu klärenden Fragestellungen nicht fertig wird. Talbot (1989) hat daher auch den Begriff der holistisch konzipierten Wissenschaft der Biosphäre (***science of the biosphere***) vorgeschlagen; Botkin (1989) hat dieses Ziel als ***new science*** bezeichnet, und Margulis und Lovelock (1989) die Entwicklung einer integrierenden Wissenschaft der "Geognosie" (**geognosy**, Geognosis) vorgeschlagen.

Die Klärung der Rolle des Feuers in globalen Ökosystemprozessen ist ein geeignetes Beispiel für die Notwendigkeit eines integrativen biosphärenwissenschaftlichen Ansatzes (Abb.47). Denn die indirekten Auswirkungen des Feuers in den terrestrischen Ökosystemen, die Qualität, der Verbleib und die weitere Umformung der Verbrennungsprodukte spielen in Vorgänge der Biosphäre hinein, die sich weit über den unmittelbaren physischen Impakt des Feuers hinaus auswirken.

Die Auswirkungen der Biomasseverbrennung in den Tropen und Subtropen zeigen eine große Zahl ungelöster Fragestellungen auf. Die Frage, welche Rolle die Verbrennungsprozesse für eine nachhaltige Veränderung der Atmosphäre eine Rolle spielen, muss sich einer großen Reihe von Unbekannten stellen. Vor allem gilt es zu klären, welchen Stellenwert die heutige Biomasseverbrennung im Vergleich zu den prähistorischen und historischen Feuervorkommen hat.

Die Notwendigkeit, einen multidisziplinären Weg der Klärung feuerinduzierter Prozesse zu gehen, zeigt nicht nur die Relevanz atmosphärenwissenschaftlicher und klimatologischer Überlegungen. Auch die Ozeane und die Sedimente der Ozeane spielen in dem gesamten Komplex des Transportes, des Umbaus und Verbleibes der Elemente der Spurengase und Elemente aus Biomasseverbrennung hinein (Crutzen und Goldammer 1992). Das Beispiel des Kohlenstoffes, der in verschiedenen Spurengasen vorkommt und den "Treibhauseffekt" ermöglicht, steht dabei im Mittelpunkt des Interesses.

Dabei bemüht sich die Klimamodellierung derzeit besonders um die Klärung des weitgehend unsicheren Kenntnisstandes über die Fähigkeit der Ozeane, CO_2 aufzunehmen. Aus dem Blickwinkel der Biomasseverbrennung ist die Menge des emittierten elementaren Kohlenstoffes, dessen Transport und Verbleib von Interesse. Denn die theoretische Möglichkeit, dass Feuer in stabilen Feuerklimaxgesellschaften über die Bildung von elementarem Kohlenstoff, der anschließend langfristig in den Sedimenten der Ozeane deponiert wird, eine atmosphärische Kohlenstoffsenke darstellen können, ist eine kritische und gleichsam faszinierende Fragestellung.

Die geeigneten forschungspolitischen Rahmenbedingungen für eine integrierte multi- und interdisziplinäre Forschung in der Biosphärenwissenschaft sind bereits vorhanden, insbesondere über das Internationale Geosphäre-Biosphäre-Programm (**International Geosphere-Biosphere Program** [**IGBP**])(z.B. IGBP 1990). Als eines der IGBP-Kernprojekte ist das **International Global Air Chemistry** (**IGAC**)-Programm der organisatorische Träger des Projektes **Impact of Biomass Burning on the World Atmosphere (Biomass Burning Experiment [BIBEX])**, in dem die terrestrische Feuerökologie mit der Atmosphärenchemie und der Biogeochemie zusammengeführt wird (IGAC 1990, IGBP 1990).

Das in Abschnitt 5.2.1 und Abbildung 43 aufgezeigte Phänomen der troposphärischen Ozonkonzentration über dem südlichen Atlantik, das als Ergebnis der Biomasseverbrennung bei den Savannenbränden im südlichen Afrika und bei der Waldumwandlung im Amazonasbecken angesehen wird (Fishman *et al*. 1990), ist ein Beispiel für eine multidisziplinäre Fragestellung. Mit der Formulierung von STARE (Andreae

et al. 1992) wird dieses Phänomen in einer internationalen Messkampagne im Jahr 1992 untersucht. Dabei spielt sich das experimentelle Vorgehen in zwei multinationalen Experimenten ab. Die westliche und zentrale Region der Messkampagne (Südamerika, Atlantik) wird durch amerikanisch-brasilianische Untersuchungen der Qualität und des Transportes der Emissionen aus Biomasseverbrennung (im Wesentlichen NO, NO_2, NO_y, HNO_3, PAN, NMHC, CO, CH_4, CO_2 und O_3) am Boden, in mittleren Höhen über den Emissionsquellen und in der südatlantischen Troposphäre untersucht (TRACE-A, vgl.Fishman *et al*. 1991). Der östliche Teil des Experiments (SAFARI) ist die spiegelbildliche Untersuchung im südlichen Afrika, bei der neben den feuerökologischen und meteorologischen Untersuchungen ebenfalls die flugzeug- und sondengestützten Messungen durchgeführt werden. Diese räumlich sehr umfassende Messkampagne ist ein erster Schritt in die Richtung einer integrierten Analyse der Auswirkungen tropischer Feuer auf regional bedeutsame Prozesse, in die sich auch die Feuerökologie bzw. die Forstwissenschaft mit einbringen sollten.

6. Zusammenfassung und Ausblick

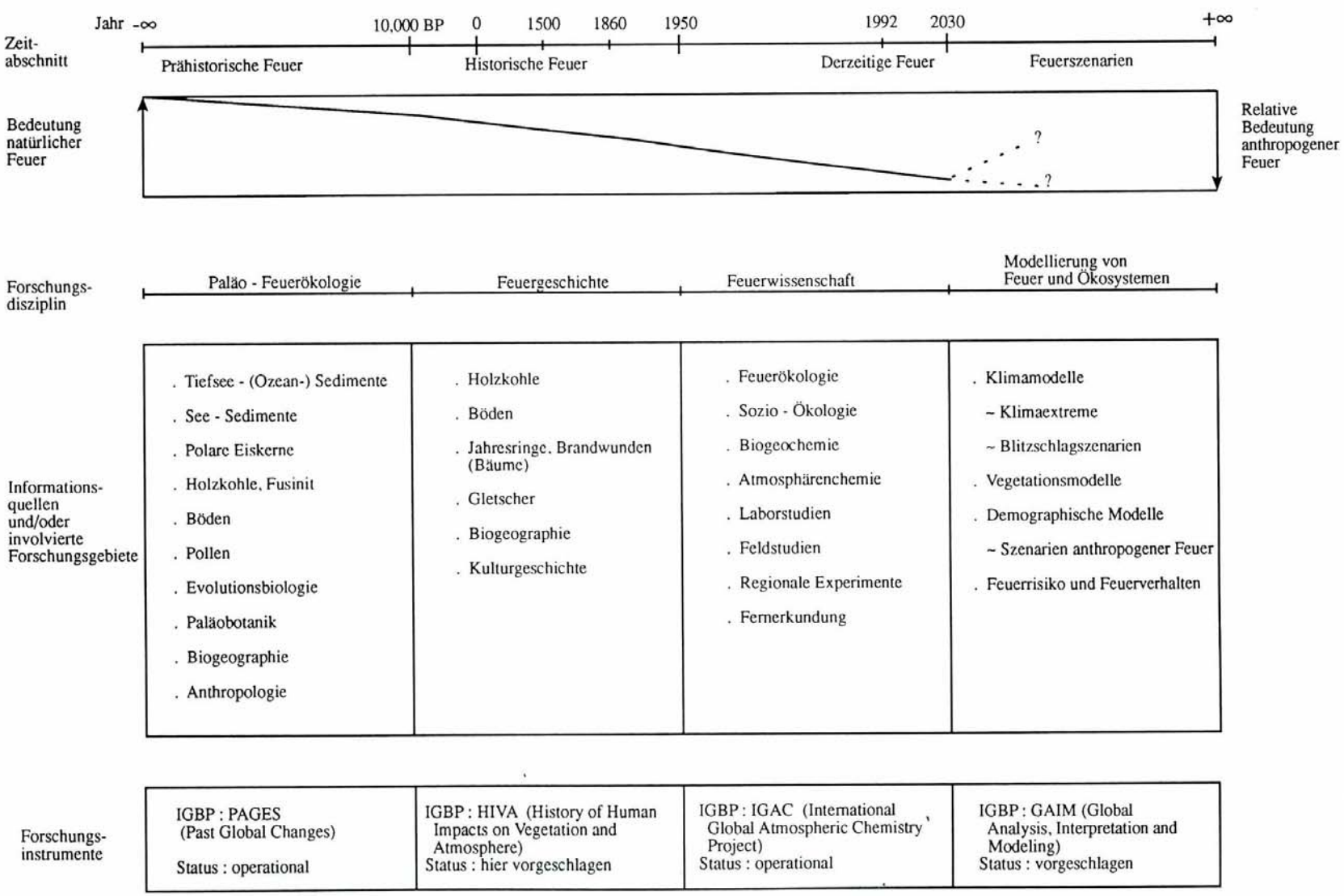
Zielsetzung der vorliegenden Synopse ist die Erarbeitung eines umfassenden Bildes und der systematischen Einordnung der Feuerökologie tropischer und subtropischer Waldformationen und ihrer Degradationsformen. Damit wird der Kenntnisstand der Feuerökologie der Vegetationszonen der Erde, von denen die gemäßigte und die boreale Zone bereits sehr weitgehend aufgearbeitet wurden, ergänzt.

Die wichtigsten Ergebnisse werden wie folgt zusammengefasst:

Natürliche und anthropogene Ursachen der Feuer

Sowohl natürliche als auch anthropogene Feuer lassen sich grundsätzlich, wenn auch örtlich nicht überall belegt, in allen Wald- und Savannenformationen der Tropen und Subtropen bis in das Pleistozän nachweisen.

Abb.47. Übersicht der Forschungsgebiete und Informationsquellen der Feuerökologie im Rahmen einer Wissenschaft der Biosphäre



Mit der ältesten Datierung der Feuernutzung durch Hominide vor ca. 1,5 Millionen Jahren ergibt sich die Obergrenze eines Zeitrahmens, von dem an prähistorische und historische anthropogene Feuerereignisse und Feuerregime sich nicht mehr klar von natürlich entstandenen Feuern abgrenzen lassen. Damit ist der Nachweis über den Grad der "Natürlichkeit" eines Feuerökosystemes nicht eindeutig zu führen.

Mit Beginn des Holozän setzt in den wechselfeuchten Tropen trotz des vorherrschenden waldfreundlichen Klimas eine zunehmende Savannisierung der Waldvegetation durch Feuernutzung ein. Die durch Feuer und andere landeskulturell bedingte Degradationseinflüsse "aufgebrochenen" Waldgesellschaften entwickeln zunehmend Eigenschaften von Feuerökosystemen, die aufgrund ihrer erhöhten Brennbereitschaft auch einem steigenden Einfluss natürlicher Feuer unterliegen. Der erhöhte Bevölkerungsdruck im Raum der Tropen während der letzten Jahrzehnte bringt aber einen starken Anstieg der anthropogenen Feuer mit sich, so dass natürliche Feuerklimaxgesellschaften zunehmend durch anthropogene Feuerklimaxgesellschaften verdrängt werden.

Feuerregime und Anpassungsformen

Die Feuerregime der tropischen Vegetation werden durch Gradienten ökologischer und anthropogener Störungsintensität bestimmt. In ungestörten Regenwaldformationen des perhumiden Äquatorialklimas ist das Auftreten von Feuer an anomale Oszillationen oder Schwankungen des Klimas gebunden, die in einer Periodizität von bis zu einigen Hunderten oder Tausenden von Jahren auftreten. Feuer mit derart langen Rückkehrintervallen stellen besonders dann einen "katastrophenartigen" Eingriff in die pflanzlichen und tierischen Lebensgemeinschaften dar, wenn sie großflächig auftreten; ein Zeitraum von Jahrzehnten bis Jahrhunderten ist notwendig, den "Vor-Feuer-Zustand" wieder zu erreichen. Derartige Feuer sind in den heutigen Regenwaldbiomen Südamerikas, Asiens und Australiens nachgewiesen. Eine Arbeitshypothese geht davon aus, daß das Feuer in der savannisierten Vegetation des Pleistozän eine phylogenetische Funktion erfüllt hat, indem es den Genfluss zwischen den Regenwaldrefugien unterbunden und damit die Prozesse isolierter Differenzierung erfüllt hat.

Mit zunehmender Saisonalität und steigendem anthropogenen Druck auf den Tropenwald verkürzen sich die natürlichen bzw. halbnatürlichen Feuerintervalle. In den Feuchtsavannen, die bei Feuerausschluss zum großen Teil potentielle Waldstandorte darstellen, betragen die Feuerintervalle heute meist ein Jahr. In den laubabwerfenden Monsunwäldern treten Flächenfeuer häufig zwei Mal jährlich, in Extremfällen sogar drei Mal jährlich auf.

In diesen Wald- und Savannenformationen ist der Feuereingriff aufgrund der vielfältigen Anpassungsformen weniger einschneidend; das Erreichen des Ausgangszustandes erfolgt in einem Zeitraum, der dem durchschnittlichen Feuerintervall entspricht.

Tragfähigkeit der Feuerklimaxgesellschaften

Der Feuereinfluss ist ein Störfaktor, der, räumlich und zeitlich gesehen, ein hohes Maß an Dynamik in der Vegetationsstruktur und -zusammensetzung bewirkt. Dabei werden eine Vielzahl von potentiellen Habitaten für Wild- und Haustierarten geschaffen, die sich insbesondere durch die offene räumliche Struktur der Feuerklimax (Befriedigung der Raumansprüche) und durch die Stimulation von Weide- und Verbissgrundlagen (adäquates Nahrungsangebot) auszeichnen. In diesen Feuerklimaxgesellschaften (laubabwerfende Wälder, Koniferenwälder und die Baum-, Strauch- und Grassavannen) ermöglicht der Einsatz des Feuers die Nutzung einer großen Reihe von Nicht-Holzprodukten.

Die Dualität der Rolle des Feuers ist aber besonders in diesen Waldgesellschaften deutlich. Während einerseits die Produktivität und Tragfähigkeit dieser seralen Vegetationsformen besonders hoch sind, kann ein Übermaß an Feuer (Verkürzung der Feuerintervalle) und Nutzungsdruck (insbesondere durch die Weidewirtschaft) zu starker Degradation der Standorte führen.

Forstwirtschaftliche Bedeutung der Feuerklimaxwälder

Die Nutzungsmöglichkeiten von feuerangepassten Baumarten zeigen sich besonders im tropischen Asien. Sowohl die wichtigen Laubbaumvertreter Teak (*Tectona grandis*) und Sal (*Shorea robusta*) als auch die Kiefern (*Pinus kesiya, P.merkusii*) setzen sich m.H. des Feuereinflusses gegen die übrigen konkurrierenden Laubholzarten durch bzw. können feuerbedingte Reinbestände bilden. Diese Baumarten sind nicht nur besonders gut vermarktungsfähig, sondern können aufgrund des Feuereinflusses waldbaulich auch besonders einfach behandelt werden.

Integriertes Feuer-Management

Aus den Grundlagen der Feuerökologie tropischer Wald- und Savannengesellschaften lassen sich Maßnahmen für das Feuer-Management ableiten, die mit Hilfe der kontrollierten zeitlichen und räumlichen Steuerung des Feuers ein Höchstmaß des Schutzes und des Produktivitätspotentials dieser Ressourcen ermöglichen. Potentiell kommen dabei silvopastorale Landnutzungssysteme infrage, in denen kontrollierte Beweidung und kontrolliertes Brennen die beiden wichtigsten Faktoren der Vegetationsdegradierung in den Tropen und Subtropen aktiv in Raum und Zeit steuert und gleichzeitig nachhaltige Forstwirtschaft erlaubt.

Die Anwendung von Methoden des Integrierten Feuer-Managements sollte dabei auch besonders in den Industrieaufforstungen mit schnellwüchsigen Baumarten (*Pinus* spp., *Eucalyptus* spp.) erfolgen, da diese Plantagenwälder besonders empfindlich gegen die Folgen des Feuerausschlusses sind. Dabei spielt die Methode des Kontrollierten Brennens eine wichtige Rolle, die sich in den tropischen Kiefernaufforstungen als operational erwiesen hat.

Weitergehender ökologischer Impakt der Biomasseverbrennung

Über den engeren standörtlichen Bezug hinaus wirkt sich die Verbrennung tropischer Vegetation auf großräumige biogeochemische Prozesse aus. Bei der Verbrennung von Biomasse werden Rauchpartikel und ein Bouquet von Spurengasen freigesetzt, deren vorübergehender oder entgültiger Verbleib oder Transformation die chemischen Eigenschaften der Atmosphäre klimawirksam verändern. Der Umfang dieser Emissionen und damit der zusätzliche anthropogene Treibhauseffekt aus Vegetationsverbrennung kann derzeit nur geschätzt werden, da weltweite Grundlagendaten über Brandflächen und die darauf verbrannte Biomasse nicht in erforderlicher Genauigkeit vorhanden sind. Eine Einschätzung der jährlich potentiell brennbaren Wald- und Savannenflächen beläuft sich auf $1{,}8 \times 10^9$ ha, auf denen etwa 10×10^9t Biomasse verbrannt und dabei bis zu $4{,}5 \times 10^9$ t Kohlenstoff freigesetzt werden können. Nach diesem Modell kann die Bruttoemission von CO_2-C aus Vegetationsbränden in den Tropen die Größenordnung des aus Verbrennung fossiler Energieträger emittierten Kohlenstoffes erreichen.

Da der Umfang der feuerbedingten Degradation tropischer Wälder und Savannen nicht bekannt ist, kann der Netto-Verbleib von Kohlenstoff in der Atmosphäre, insbesondere in Form von CO_2, der nicht in der nach den Feuern wieder aufwachsenden Vegetation gebunden wird, ebenfalls noch nicht genau quantifiziert werden.

Fragestellungen der Feuerökologie in der Biosphärenforschung

Die Notwendigkeit eines Beitrages der Feuerökologie in der Erforschung der Ökologie und insbesondere der biogeochemischen Kreisläufe der Biosphäre ergibt sich aus der Bedeutung der Rolle des Feuers in der Ausformung tropischer Vegetation und aus dem darüber hinausgehenden ökologischen Impakt.

Um zukunftsweisende Fragestellungen im Kontext der globalen anthropogenen Veränderung der Atmosphäre und des Klimas beantworten zu können, ist das Verständnis der Paläoökologie des Feuers (Wechselbeziehungen zwischen Klima-Feuer-Vegetation) notwendig. Die Rekonstruktion prähistorischer

Feuerregime läßt nicht nur die Klärung des Feuerbeitrages auf die Vegetationsentwicklung in evolutionären Zeiträumen zu, sondern auch der Zusammensetzung und der Veränderungsprozesse der prähistorische Atmosphäre. Unter den vordringlichen Fragestellungen sind beispielsweise die Bildung und der Verbleib von elementarem Kohlenstoff anzusehen, um den Beitrag der Biomasseverbrennung als Kohlenstoffsenke beurteilen zu können.

Zusammen mit den Auswirkungen des Feuers in den tropischen Ökosystemen sind die von der Biomasseverbrennung ausgelösten biogeochemischen und atmosphärenchemischen Prozesse wichtige Eingangsparameter für globale Klimamodelle. Andererseits stellt die Klimamodellierung eine Voraussetzung für die Vorhersage von Feuerszenarien dar, beispielsweise unter den veränderten Umweltbedingungen in einem 2xCO_2-Klima.

Ausblick

Im pantropischen Raum zeichnet sich eine Uniformierung der Waldvegetation ab, die durch Brandrodung, Überweidung und zunehmend häufig und großflächig auftretende Feuer gekennzeichnet ist. Dieser Trend der Degradation mündet in die Bildung einer Vegetation künstlich-homogener Physiognomie ein (Savannisierung, Versteppung).

Die Zukunft der heutigen tropischen und subtropischen Waldstandorte ist damit vorgezeichnet: Sie werden weitgehend durch pyrophytische und xerophytische Vegetation gekennzeichnet sein, deren räumliche Struktur, zeitliche Entwicklungsdynamik und artenmäßige Zusammensetzung weitgehend durch den Feuereinfluss geformt werden.

Die Erforschung der Feuerökologie der Tropen und Subtropen und der mit diesem Raum in Verbindung zu bringenden Biosphärenprozessen befindet sich derzeit in der Phase der Definition und des Aufbaues. Die räumlich und zeitlich umfassende Synopse, die mit dieser Arbeit vorgelegt wurde, zeigt die Komplexität der Materie auf, die nur über ein Zusammenführen des Wissens und der Kreativität der traditionellen naturwissenschaftlichen Disziplinen der Ökologie, Forstwissenschaft, Atmosphärenwissenschaft und Klimatologie und der Sozialwissenschaften, einschließlich der Anthropologie, in eine Wissenschaft der Biosphäre aufgearbeitet werden kann.

7. Literatur

Absy, M.L. 1982. Quaternary palynological studies in the Amazon Basin. In: Biological diversification in the tropics. (G.T. Prance, ed.), 67-73. Columbia Univ. Press. New York.

Ackermann, J. 1992. Waldbrandverhütung im Jebel Marra Forest Circle, Provinz Darfour, Sudan. GTZ P.N. 86.2595.6-01.100, 103 p.

Adams, J.A.S., M.S.M. Mantovani and L.L. Lundell 1977. Wood versus fossil fuel as a source of excess carbon dioxide in the atmosphere: A preliminary report. Science 196, 54-59.

Albini, F.A. 1976. Estimating wildfire behaviour and effects. USDA For. Serv. Gen. Tech. Rep. INT-30. Intermountain Forest Research Station, Ogden, Utah. 97 p.

Anderson, H.E. 1982. Aids to determining fuel models for estimating fire behaviour. USDA For. Serv. Gen. Tech. Rep. INT-122, 22 p.

Anderson, J.A.R. 1966. A note on two tree fires caused by lightning in Sarawak. Malayan Forester 29, 19-20.

Andreae, M.O. 1990. Ocean-atmosphere interactions in the global biogeochemical sulfur cycle. Marine Chemistry 30, 1-29.

Andreae, M.O. 1991. Biomass burning: Its history, use and distribution and its impact on environmental quality and global climate. In: Global biomass burning (J.E.Levine, ed.), 3-21. The MIT Press, Cambridge, Massachusetts.

Andreae, M.O., E.V. Browell, M. Garstang, G.L. Gregory, R.C. Harriss, G.F. Hill, D.J. Jacob, M.C. Pereira, G.W. Sachse, A.W. Setzer, P.L. Silva Dias, R.W. Talbot, A.L. Torres and S.C. Wofsy 1988. Biomass burning and associated haze layers over Amazonia. J. Geophys. Res. 93, 1509-1527.

Andreae, M.O., A.C. Delany, S. Liu, J. Logan, L.P. Steele, H. Westberg and R. Zika 1989. Key aspects of species related to global biogeochemical cycles. In: Global tropospheric chemistry: Chemical fluxes in the global atmosphere (D.H. Lenschow and B.B. Hicks, eds.), 9-29. NCAR, Boulder, Colorado.

Andreae, M.O. and J.G. Goldammer 1992. Tropical wildland fires and other biomass burning: Environmental impacts and implications for land-use and fire management. In: Abidjan conference on West Africa's forest environment (The World Bank, ed.). The World Bank, Washington (in press).

Andreae, M.O., J.G. Goldammer and J.A. Lindesay (coord.) 1992. Southern African Fire-Atmosphere Initiative (A subprogramme of the IGBP/IGAC Southern Tropical Atlantic Regional Experiment), final prospectus (June 1992. Mimeo, Mainz (germany) - Freiburg (Germany) - Johannesburg (South Africa), 97 p.+ App.

Andrews, P.L. 1988. BEHAVE: Fire behavior prediction modeling system. BURN subsystem. Part 1. USDA For. Serv. Gen. Tech. Rep. INT-194, 130 p.

Andrews, P.L. and C.H.Chase 1989. BEHAVE: Fire behavior prediction and fuel modeling system. BURN subsystem. Part 2. USDA For. Serv. Gen. Tech. Rep. INT-260, 93 p.

Anonymus 1885. Forest fire caused by lightning. Ind. For. 11, 58.

Anonymus 1896. Provinciale Verordening van de Preanger-Regentschappen betreffende Maatregeln ter voorkoming van boschbranden (Provincial regulation of the Preanger Regencies concerning measures for the prevention of forest fires). Javasche Courant, 14. January 1896, No. 4, 2 p. (in Dutch).

Anonymus 1902. Verordering op het branden van alang-alang en andere aanplantingen op woeste granden in het rechtstreeks besstuurd gebied des Residentie Amboina (Regulation on burning of alang-alang and other plantations on waste lands in the area under the administration of the Residency Ambon). Javasche Courant, 1902, No. 8, p. 1. (in Dutch).

Anonymus 1904. Verstag van den Dienst van het Boschwezen in Nederlandsch-Indie over het jaar 1903. Deel I. algemeen verslag. (1903 annual report of the Forest Service in the Dutch East Indies. Part I. General Report.) Unpubl., 32 pp. (in Dutch).

Anonymus 1905a. Fire protection in Madras. Extract from Resolution Forest No. 76, dated 24th March 1905. Ind. For. 31, 584-594.

Anonymus 1905b. Eucalyptus screens as fire protection belts. Ind. For. 31, 297.

Anonymus 1905c. The prohibition of grass burning and its effect on the game of the country. Ind. For. 31, 301-306.
Anonymus 1906a. Verodering op het branden van alang-alang en andere beplantingen op woeste en bebouwde prarden in de afdeeling Grooth Atjeh) (Regulation on burning of alang-alang grass and other plantations on waste and cultivated lands in the division of Great Aceh). Javasche Courant, 9 March 1906, p. 1 (in Dutch).
Anonymus 1906b. Concerning Bongas and fire-protection. Ind. For. 32, 413-414.
Anonymus 1910. Conference of forest officers on fire-protection held at Poona on July 15th and 16th, 1909. Ind. For. 36, 562-566.
Anonymus 1922. Nota betreffende boschbranden. Vragenligst (betreffende boschbranden). (Report on forest fires. Questionnaire [on forest fires]). Tectona 15, 359-365 (in dutch).
Anonymus 1926. De boschbranden en de droogte. (Forest fires and the drought.) Tectona 19, 90.
Anonymus 1984. Plan Quinquennal (1986-1990). Première Partie: Les Forêts et la Production Forestière. Ministère de l'Agriculture et des Eaux et Forêts, Direction des Eaux et Forêts. République de Côte d'Ivoire.
Aoki, M., K. Yabuki and H. Koyama 1978. Micrometeorology of Pasoh forest. Malay. Nat. J. 30, 149-160.
Arfandi, H. 1984. The effect of erosion, surface flows on the nitrogen disappearance after fire [in Indonesian]. Unpubl. S 1 Thesis, Forestry Faculty, Mulawarman University, Samarinda.
Armitage, F.B. and J. Burley (eds.) 1980. *Pinus kesiya* Royle ex Gordon (Syn. *P.khasya* Royle; *P.insularis* Endlicher). Com. For. Inst., Trop. For. Pap. 9, Oxford.
Arno, S.F. and A.E. Wilson 1986. Dating past fires in Curlleaf Mountain-mahogany communities. J. Range Manage 39, 241-243.
Ashton, P.S. 1969. Speciation among tropical forest trees: some deductions in the light of recent evidence. Biol. J. Linnean Soc. 1, 155-196.
Ashton, P.S. 1988. Dipterocarp biology as a window to the understanding of tropical forest structure. Ann. Rev. Ecol. System. 19, 347- 370
Ashton, P.S. 1989. Species richness in tropical forests. In: Tropical forests. Botanical dynamics, speciation and diversity (C.B.Holm-Nielsen, I.C.Nielsen and H.Balslev, eds.), 239-251. Academic Press, London, 380 p.
Athias, F., G.Josens and P.Lavelle 1975. Influence du feu de brousse annuel sur le peuplement endogé de la savane de Lamto (Côte d'Ivoire). In: Proc. 5th Int. Coll. Soil Zoology, 389-397, Prague, 1973.
Auer, V. 1933. Verschiebungen der Wald- und Steppengebiete Feuerlands in postglazialer Zeit. Acta Geogr. 5 (2), Helsinki.
Auer, V. 1939. Der Kampf zwischen Wald und Steppe auf Feuerland. Petermanns Geogr. Mitt., Heft 6, 193-197.
Auer, V. 1958. The Pleistocene of Fuego-Patagonia. P.II. Ann. Acad. Sci. Fenn. Ser.A 3(50). Helsinki.
Australien Forestry Council 1984. The 1982/83 bushfires: implications for national cooperation and coordination based on direct State and Territory forest service experience. Standing Committee of Forestry Rep., 19 p.
Baader, E.J. 1989. *Pityogenes* spp. (Col., Scolytidae): Untersuchungen über verhaltenssteuernde Duftstoffe und deren Anwendung im Waldschutz. J. Appl. Ent. 107, 1-31.
Bappenas (Badan Perencanaan Pembangunan Nasional) 1992. International Workshop on Long-Term Integrated Forest Fire Management in Indonesia, Bandung, 17-18 June 1992.Bappenas, Jakarta.
Barnola, J.-M., D. Raynaud, Y.S. Koroikevich and C. Lorius 1987. Vostok ice core provides 160,000-year record of atmospheric CO_2. Nature 329, 408-414.
Barnola, J.M., P. Pimienta, D. Raynaud and Y.S. Korotkevich 1991. CO_2-climate relationship as deduced from the Vostock ice core: a re-examination based on new measurements and on a re-evaluation of the air dating. Tellus 43 B, 83-90.
Barrington, A.H.M. 1931. Forest soil and vegetation in the Hlaing Forest Circle, Burma. Burma For. Bull. 25, Ecol. Ser. M., Govt. Printing and Stationary, Rangoon.
Bartlett, H.H. 1955 (1957, 1961). Fire in relation to primitive agriculture and grazing in the tropics: annotated bibliography. Vol. 1-3. Mimeo Publ. Univ. Mich. Bot. Gardens, Ann. Arbor.
Batchelder, R.B. and H.F. Hiri 1966. Fire in tropical forests and grasslands. US Army Natick Lab. Tech. Rep. 67-41-ES. 380p.

Batchelder, R.B. 1967. Spatial and temporal patterns of fire in the tropical world. Proc. Tall Timbers Fire Ecol. Conf. 6, 171-190. Tallahassee, Florida.
Berkhout, A.M. 1886. Branden in djatie-bosschen. In: Houtsprokkelingen. (Burning in teak forests. In: Wood pickings.) Tijdschr. Nijverheid & Landbouw in Nederl. Indie 32, 196-197 (in Dutch).
Berlage, H.P. 1957. Fluctuations in the general atmospheric circulation of more than one year, their nature and prognostic value. K. Ned. Meteor. Inst. Meded. Verh. 69, 152 pp.
Betancourt, J.L. and T.R. van Devender 1981. Holocene vegetation in Chaco Canyon, New Mexico. Science 214, 656-658.
Beumée, J.G.B. 1919 a. Over bastverwondingen aan den djati. (On bark injuries to teak). Meded. Proefstat. Boschwez. 4, 31-54.
Beumée, J.G.B. 1919 b. De korte flora der djati-bosschen. (The low flora of the teak forests.) Tectona 12, 146-205.
Beven, S., E.F. Connor and K. Beven 1984. Avian biogeography in the Amazon basin and the biological model of diversification. J. Biogeogr. 11, 383-399.
Bhote, A.D. 1954. Forest fires. Letters to the Editor. Ind. For. 80, 117.
Bjerknes, J. 1969. Atmospheric teleconnections from the Equatorial Pacific. Mon. Wea. Rev. 97, 163-172.
Blasco, F. 1983. The transition from open forest to savanna in continental Southeast Asia. In: Tropical savannas (F. Bourlière, ed.), 167-181. Elsevier Sci. Publ. Co., Amsterdam, 730 p.
BML (Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten) 1990. Der Treibhauseffekt. Gegenmaßnahmen und Anpassungsstrategien unter besonderer Berücksichtigung der Wälder der gemäßigten Zonen. BML Schriftenreihe Angew.Wiss. H.387. Landwirtschaftsverlag, Münster-Hiltrup, 71 p.
Bock, C. 1881. The head-hunters of Borneo: a narrative of travel up the Mahakam and down the Barito; also journeyings in Sumatra. First published by Sampson Low, Marston, Searle & Rivington, London (1881)- Reprint 1985. Singapore Oxford University Press, Oxford-New York, XIII+344 p.
Boer, CH. 1984. Study on the degree of damage due to forest fire in Long Nah, S. Kelinjan, and S. Separi, East Kalimantan (in Indonesian). Unpubl. S 1 Thesis IPB Bajor, 194 p.
Boer, CH., P. Matius and M. Sutisna 1988a. Suksesi setelah kebakaran hutan primer di hutan pendidikan. Lempake, Samarinda, Kalimantan Timur. Report, Fakultas Kehutanan, University of Mulawarman, 41 p.
Boer, CH., P. Matius and M. Sutisna 1988 b. Succession after fire in the Lempake primary forest near Samarinda, East Kalimantan. GFG-Report 11, 27-34.
Bolin, B., B. Döös, J. Jäger and R.A. Warrick (eds.) 1986. The greenhouse effect, climatic change and ecosystems. SCOPE 29, Wiley & Sons, Chichester, 539 p.
Boomgard, P. 1992. Forest management and exploitation on colonial Java, 1677-1897. Forest & Conservation History 36, 4-14.
Booysen, P.de V. and N.M. Tainton (eds.) 1984. Ecological effects of fire in South African ecosystems. Ecological Studies 48, Springer-Verlag, Berlin 426 p.
Botkin, D.B. 1989. Science and the global environment. In: Changing the global environment (D.B.Botkin, M.F.Caswell, J.E.Estes and A.A.Orio, eds.), 3-14. Academic Press, San Diego, 459 p.
Bourliere, F. and M. Hadley 1983. Present-day savannas: an overview. In: Tropical savannas (F. Boulière, ed.), 1-18. Elsevier Sci. Publ. Co., Amsterdam, 730 p.
Bourliere, F. (ed.) 1983. Tropical savannas. Ecosystems of the world 13.Elsevier Scientific Publ. Co., Amsterdam,730p.
Brain, C.K. and A. Sillen 1988. Evidence from the Swartkrans cave for the earliest use of fire. Nature 336, 464-466.
Brandis, D. 1879 a. Suggestions regarding the management of the forests included in the Forest School Circle, North-Western Provinces. Dat. Camp. Jorehant, Assam. Datiert 20.3.1879. Govt. Centr. Branch Press, Simla, III + 41 p. + App.
Brandis, D. 1879 b. The utilization of less valuable woods in the fire protected forests of the Central Provinces, by iron-making. Ind. For. 5, 222-225.
Brandis, D. 1881. Suggestions regarding the management of leased forests of Busáhir in the Sutlej Valley of Punjab. Datiert 1.10.1881. Govt. Centr. Branch Press, Simla, I + 26 p.
Brandis, D. 1884. Ueber Brandwirtschaft in den Bergen Ostindiens, namentlich in Burma. Allg. Forst- u.

J. Ztg. 60, 377-386.
Brandis, D., 1896. Die Familie der Dipterocarpaceen und ihre geographische Verbreitung. Sitzungsber. Niederrheinische Ges. Natur- u. Heilkunde I., Teil A, 4-42. Bonn.
Brinkmann, W.K.F. and A.N. Vieirra 1971. The effect of burning on germination of seeds at different soil depths of various tropical tree species. Turrialba 21, 77-82.
Brinkmann, W.K.F. and J.C. de Nascimento 1973. The effect of slash and burn on the germination of seeds at different soil depths of various tropical tree species. Turrialba 23, 284-290.
Brookman-Amissah, J., J.B. Hall, M.D. Swaine and J.Y. Attakoram 1980. A re-assessment of a fire protection experiment in northeastern Ghana savanna. J. Appl. Ecol. 17, 85-99.
Brooks, R.H. 1971. Human response to recurrent drought in north-eastern Brazil. Prof. Geogr. 23, 40-44.
Broun, A.F. 1886. Reports on the effects of fire-conservancy on the Raus of the Saharanpur Division. Ind. For. 12, 418-421.
Brown, A.A. and K.P. Davis 1973. Forest Fire. Control and use. McGraw Hill, New York, 686 p.
Brown, S. and A.E. Lugo 1984. Biomass of tropical forests: A new estimate based on volumes. Science 223, 1290-1293.
Brown, S., A.E. Lugo and J. Chapman 1986. Biomass of tropical tree plantations and its implications for the global carbon budget. Can. J. For. Res. 16, 390-394.
Brown, S. and A.E. Lugo 1990. Tropical secondary forests. J. Trop. Ecol. 6, 1-32.
Brünig, E.F. 1964. A study of damage attributed to lightning in two areas of *Shorea albida* forest in Sarawak. Comm. For. Rev. 43, 134-144.
Brünig, E.F. 1969. On the seasonality of droughts in the lowlands of Sarawak (Borneo). Erdkunde 23 (2), 127-133.
Brünig, E.F. 1971. On the ecological significance of drought in the equatorial wet evergreen (rain) forest of Sarawak (Borneo). Transact. First Aberdeen-Hull Symp. on Malesian Ecology, 1970. Univ. Hull. Dept. Geogr., Misc. Ser. 11, 66-97.
Brünig, E.F. and Y-W. Huang 1989. Patterns to tree species diversity and canopy structure and dynamics in humid tropical evergreen forests on Borneo and in China. In: Tropical forests. Botanical dynamics, speciation and diversity (C.B. Holm-Nielsen, I.C. Nielsen and H. Balslev, eds.), 75-88. Academic Press, London, 380 p.
Bryant, F.B. 1907. Fire conservancy in Burma. Ind. For. 33, 537-549.
Budowski, G. 1956. Tropical savannas, a sequence of forest felling and repeated burnings. Turrialba 6, 22-33.
Budowski, G. 1966. Fire in tropical American lowland areas. Proc. Tall Timbers Fire Ecol. Conf. 5, 5-27. Tallahassee, Florida.
Bundesforschungsanstalt für Forst- und Holzwirtschaft 1973. Weltforstatlas. Paul Parey-Verlag, Hamburg.
Burgan, R.E. and R.C.Rothermel 1984. BEHAVE: Fire behavior prediction and fuel modeling system. FUEL subsystem. USDA For. Serv. Gen. Tech. Rep. INT-167, 126 p.
Burger, D. 1941. Wie sticht boschbranden? In de tropen altijd de mensch. (Who causes forest fires? In the tropics, alway man. And often because of poverty.) Het Bosch 8, 382-385 (in Dutch).
Burgers, P.F. 1970. An approach towards a silvicultural system for the hill forests of the Malay Peninsula. Malay. Forester 33, 126-134.
Burgess, P.F. 1975. Silviculture in the hill forests of the Malay Peninsula. Malay. For. Dep. Res. Pamph. 66
Burschel, P., C. Gallegos, O.Martinez y W. Moll 1976. Composición y dinamica de un bosque virgen mixto de raulí y coigue. Bosque (Valdivia, Chile) 1, 55-74.
Burschel, P. und M. Weber 1990. Wald und Treibhauseffekt. Wird die Rolle von Forst- und Holzwirtschaft unterschätzt ? In: Treibhauseffekt und Wald, 16-45. Schriftenreihe Stiftung Wald in Not, Bd.5, Bonn, 48 p.
Busse, W. 1908. Die periodischen Grasbrände im tropischen Afrika, ihr Einfluß auf die Vegetation und ihre Bedeutung für die Landeskultur. Mitt. Dtsch. Schutzgebiete 21, 113-139.
Byram, G.M. 1959. Combustion of forest fuels. In: Forest fire: control and use (K.P. Davis, ed.) p. 61-89. McGraw Hill, New York.
Caleda, A.A. and V.P. Veracion 1963. Destructive insect pests of Benguet pine (*Pinus insularis* Endl.). Forestry Leaves 14 (1), 19-20.
California Department of Forestry 1990. Bibliography and directory of remote sensing of wildland fires.

Cal. Dept. For. and Fire Protection, Sacramento, CA, in coop. with Fire Res. Inst., Roslyn, WA, 124 p.
Champion, H.G. 1919. Observations on some effects of fires in the Chir (*Pinus longifolia*) forests of the West Almora Division. Indian Forester 55, 353-364.
Champion, H.G. and F.C. Osmaston (eds.) 1962. E.P. Stebbing's "The Forests of India", Vol. IV, being the history from 1925 to 1947 of the forests now in Burma, India and Pakistan. Oxford Univ. Press, London, 485 p.
Chandler, C., P. Cheney, P. Thomas, L. Trabaud and D. Williams 1983. Fire in forestry. Vol. I and II. John Wiley, New York, 450 and 298 p.
Chandra, K. 1931. Artificial regeneration of fire burnt areas with Deodar in the forests of the Western Himalayas. Ind. For. 57, 118-120.
Chaturvedi, O.P. 1983. Biomass structure, productivity and nutrient cycling in *Pinus roxburgii* forest. Ph. D. Thesis. Kumaun University, Nainital (India).
Chen, C.G. 1987. Standörtliche, vegetationskundliche und waldbauliche Analyse chinesischer Gebirgsnadelwälder und Anwendung alpiner Gebirgswaldbaumethoden im chinesischen fichtenreichen Gebirgsnadelwald. PhD Diss. Univ. Wien, VWGÖ, Wien, 316 p.
Chheiri, D.B. 1986. Letter to J.G. Goldammer, dated 21 July 1987, on forest fires in Bhutan. Royal Gov. Bhutan, Ministry Agriculture and Forests, Department of Forestry.
Christensen, H.L. and C.H. Muller 1975. Effects of fire on factors controlling plant growth in *Adenostoma ahaparral*. Ecol. Monogr. 45, 29-55.
Cicerone, R.J. and R.S. Oremland 1988. Biogeochemical aspects of atmospheric methane. Global Biogeochemical Cycles 2, 299-327.
Clark, J.S. and J.Robinson 1992. Paleoecology of fire. In: Fire in the environment: Its ecological, climatic and atmospheric chemical importance (P.J.Crutzen and J.G. Goldammer, eds.). John Wiley & Sons, Chichester
Clements, F.G. 1916. Plant succession. Carnegie Institute Publ. 242, Washingotn 512 p.
Clifford, M.H. 1886. Reports on the effects of fire-conservancy on the Rans of the Saharanpur Division. Ind. For. 12, 421-422.
CLIMAP Project Members 1976. The surface of the ice-age earth. Science 191, 1131-1137.
Cockburn, P.F. 1974. The origin of the Sook Plain. Malayan Forester 37, 61-63.
Cole, M.M. 1986. The savannas. Biogeography and geobotany. Academic Press, London, 438p.
Colinvaux, P.A. 1989. The past and future Amazon. Sci. Am. 260 (5), 102-108.
Colinvaux, P.A., M.C. Miller, K.B. Liu, M. Steinitz-Kannan and I. Frost 1985. Discovery of permanent Amazon lakes and hydraulic disturbance in the upper Amazon Basin. Nature 313, 42-45.
Conell, J.H. and E. Orias 1964. The ecological regulation of species diversity. Am. Naturalist 98, 299-414.
Conklin, H.C. 1957. Shifting cultivation and succession to grassland climax. Proc. Ninth Pacific Sci. Congr. Vol. 7, 60-62.
Connell, J.H. 1978. Diversity in tropical rain forests and coral reefs. Science 199, 1302-1310.
Connor, E.F. 1986. The role of Pleistocene forest refugia in the evolution and biogeography of tropical biotas. Tree 1 (6), 165-168.
Conrad, A. 1925. Das Bodenfeuer als Freund des Forstmannes. Forstl. Wochenschrift Silva 13, 139-141.
Cooling, E.N.G. 1968. *Pinus merkusii*. Fast growing timber trees of the lowland tropics, No. 4. Com. For. Inst., Oxford.
Cook, L. 1939. A contribution to our information on grass burning. S. Afr. J. Sci. 36, 270-282.
Coutinho, L.M. 1990. Fire in the ecology of the Brazilian Cerrado. In: Fire in the tropical biota. Ecosystem processes and global challenges (J.G. Goldammer, ed.), 82-105. Ecological Studies 84, Springer-Verlag, Berlin-Heidelberg-New York, 497 p.
Costales, E.G. jr. 1980. Some effects of forest fire on the hydrologic and soil properties of Benguet Pine watershed. MS thesis, Univ. Philippines, Los Banos College, Laguna.
Coster, C. 1932. Eenige waarnemingen omtreut groei en bestrijding van alang-alang [*Imperata cylindrica*] (Some observations on the growth of *Imperata cylindrica* and its extermination). Tectona 25, 382-402 (Nl/engl).
Craighead, F.C. 1927. Abnormalities in annual rings resulting from fires. J. For. 25, 840-842.
Critchfield, W.B. and E.L. Little 1966. Geographic distribution of the pines of the world. USDA For. Serv.

Misc. Publ 991, Washington, D.C., 97 p.
Crutzen, P.J. 1976. The possible role of COS for the sulfate layer of the atmosphere. Atmos. Environ. 14, 1263-1278.
Crutzen, P.J. 1987. The role of the tropics in atmospheric chemistry. In: The geophysiology of Amazonia (R.E. Dickinson, ed.), 107-130. John Wiley, New York.
Crutzen, P.J. 1988. Tropospheric ozone: An overview. In: Tropospheric ozone (I.S.A. Isaaksen, ed.), 3-32. Reidel, Dordrecht.
Crutzen, P.J., L.E. Heidt, J.P. Krasnec, W.H. Pollock and W. Seiler 1979. Biomass buring as a source of atmospheric gases CO, H_2, N_2O, NO, CH_3Cl and COS. Nature 282, 253-256.
Crutzen, P.J. and M.O. Andreae 1990. Biomass burning in the tropics: Impact on atmospheric chemistry and biogeochemical cycles. Science 250, 1669-1678.
Crutzen, P.J., W.M. Hao, M.H. Liu, J.M. Lobert and D. Scharffe 1990. Emissions of CO_2 and other trace gases to the atmosphere from fires in the tropics. Proc. 28th Liège Int. Astrophys. Colloqu. (in press)
Crutzen, P.J. and J.G. Goldammer (eds.) 1992. Fire in the environment: Its ecological, climatic and atmospheric chemical importance. John Wiley & Sons, Chichester (in press).
Cruz, R.E. Dela 1986. Constraints and strategies for the regeneration of Imperata grasslands. BIOTROP Spec. Publ. 25, 23-34. Bogor, Indonesia.
Cumming, D.H.M. 1982. The influence of large herbivores on savanna structure in Africa. In: Ecology of tropical savannas (B. J. Huntley and B. H. Walker, eds.), 217-245. Springer, Berlin, 669 p.
Curtis, J.T. and G. Cottam, 1964. Plant ecology work book. Laboratory, field and reference manual. Burges Publ. Comp., Minneapolis.
Danckelmann, v. 1884. Mémoire sur les observations météorologiques faites a Vivi (Congo inférieur). Asher & Co., Berlin.
Davis, K.M., B. D. Clayton and W.C. Fischer 1980. Fire ecology of Lolo National Forest habitat types. USDA For. Serv. Gen. Tech. Rep. INT-79, 77 p.
Davis, K.M. and R.W. Mutch 1989. The fires of the Greater Yellowstone Area: The saga of a long hot summer. Western Wildlands 15 (2), 2-9.
De Bano, L.F., L.D. Mann and D.A. Hamilton 1970. Translocation of hydrophobic substances into soil by burning organic litter. Soil Sci. Soc. Am. Proc. 34, 130-133.
De Bruin, H.W. 1976. From fire control to fire management, a major policy change in the Forest Service. Proc. Ann. Tall Timbers Fire Ecol. Conf. 14, 11-17. Tall Timbers Res. Sta., Tallahassee, Florida.
Dechamps, R. 1984. Evidence of bush fires during the Plio-Pleistocene in Africa (Omo and Sahabi) with the aid of fossil woods. Palaeoecology of Africa Vol. 16, 291-294.
DENR (Forest Management Bureau, The Philippines) 1988. Natural forest resources of the Philippines. Philippines-German Forest Resources Inventory Project. Summary Report. Manila.
Deogan, P.N. 1931. Artifical regeneration of 1921 burnt areas as the Western Himalayas. Ind. For. 57, 568-570.
de Ronde, C. 1980. Controlled burning under pines - a preliminary fuel classification system for plantations in the Cape. S. Afr. For. J. 113, 84-86.
de Ronde, C. 1982. The resistance of *Pinus* species to fire damage. S. Afr. For. J. 122, 22-27.
de Ronde, C. 1983. Controlled burning in pine stands in the Cape: the influence of crown scorch on tree growth and litterfall. S. Afr. For. J. 127, 39-41.
de Ronde, C., J.G. Goldammer, D.D. Wade and R.V. Soares 1990. Prescribed fire in industrial pine plantations. In: Fire in the tropical biota. Ecosystem processes and global challenges (J.G. Goldammer, ed.), 216-272. Ecological Studies 84, Springer-Verlag, Berlin-Heidelberg-New York, 497 p.
Deshler, W. 1974. An examination of the extent of fire in the grassland and savanna of Africa along the southern side of the Sahara. Proc. 9th Int. Symp. Remote Sensing of the Environment, held 15-19 April 1974, Vol. I, 23-30. Environ. Res. Inst. Michigan, Ann Arbor.
Detwiler, R.P. and C.A.S. HALL 1988. Tropical Forests and the global carbon cycle. Science 239, 42-47.
Detwiler, R.P., C.A.S. Hall and P. Bogdonoff 1985. Land use change and carbon exchange in the tropics. II. Estimates for the entire region. Environ. Manage. 9, 335-344.
Deutscher Bundestag 1990. Schutz der tropischen Wälder. Zweiter Bericht der Enquête-Kommission d. 11. Dt. Bundestages "Vorsorge zum Schutz der Erdatmosphäre". Deutscher Bundestag, Referat Öffentlichkeitsarbiet, 983 p.

Deventer, A.J. van 1913. Gemengde djatiboschen [Toelichting en discussive] (Mixed teak forests [Explanation and discussion]). Tectona 6, 481-504 (in Dutch).
Di, X.Y. and E. Ju 1990. The forest conflagration of May 1987 in Northeastern China. In: Fire in Ecosystem dynamics. Mediterranean and northern perspectives (J.G. Goldammer and M.J. Jenkins, eds.), 169-174. SPB Academic Publ., The Hague, 199 p.
Dickinson, R.E. 1992. Effects of fires on global radiation budgets through aerosol and cloud properties. In: Fire in the environment: Its ecological, climatic and atmospheric chemical importance (P.J. Crutzen and J.G. Goldammer, eds.). John Wiley & Sons, Chichester (in press).
Doe 1988. The prospects of solving the CO_2 problem through global reforestation. 115 DOE INBB-0082, Dist. Category VC-11, Washington, D.C., 66 p.
Doyle, T.W. 1981. The role of disturbance in the gap dynamics of a montane rain forest: an application of a tropical forest succession model. In: Forest succession: concepts and applications (D.C. West, H.H. Stuttgart and D.B. Botkin, eds.), 56-73. Springer-Verlag, New York, 517 p.
Duce, R.A. 1978. Speculations on the budget of particulate and vapor phase nonmethane organic carbon in the global troposphere. Pure and Appl. Geophysics 116, 244-273.
Duinker, P.N. 1990. Climate change and forest management, policy and land use. Land Use Policy 7, 124-137.
Dumlao, T.P. 1987. Soil erosion and surface run-off in secondary dipterocarp forest, annually burned and reforested grassland catchment. MS thesis, Univ. Philippines, Los Baños College, Laguna.
ECE/FAO 1986. European timber trends and prospects to the year 2000 and beyond. United Nations, New York, N.Y.
ECE/FAO 1989: International Forest Fire News, Vol. 2, No. 1, July 1989.
ECE/FAO 1990. Forest fire statistics 1985-1988. ECE/TIM/51, New York, 27 p.
Edwards, M.V. 1947. Minor forest products in Burma during the Japanese Occupation. Ind. For. 73, 532-535. Edwards, D. 1984. Fire regimes in the biomes of South Africa. In Ecological effects of fire in South African ecosystems (P. de V. Booysen and N.M. Tainton, eds.), 19-37, Ecol.Stud. 38, Springer, Berlin, 426p.
Egunjobi, J.K. 1971. Savanna burning, soil ferticlity and herbage productivity in the derived savanna zone of Nigeria. In: Wildlife conservation in West Africa. Proc. 7th Bienn. Conf. West Afr. Sci. Assoc., 52-58.
Ehhalt, D.H., J. Rudolph and U. Schmidt 1986. On the importance of light hydrocarbons in multiphase atmospheric systems. In: Chemistry of multiphase atmospheric systems (W. Jaeschke, ed.), 321-350. Springer-Verlag, Berlin-Heidelberg.
Ellis, R.C. 1985. The relationships among eucalypt forest, grassland and rainforest in a highland area in north-eastern Tasmania. Aus. J. Ecol. 10, 297-314.
Emanuel, K.A. 1987. The dependance of hurricane intensity on climate. Nature 326, 483-485.
Emanuel, W.R., H.H. Shugart and M.P. Stenevenson 1985. Climatic change and the broad-scale distribution of terrestrial ecosystem complexes. Climatic Change 7, 29-43.
Endert, F.H. 1927. Floristisch Verslag. Chapter III. In: Midden-Oost-Borneo Expeditie 1929, 200-291. Indisch Comite voor Weetenschapelijke Onderzoekingen, 423 p.
EPA 1989. The potential effects of global climate change on the United States. EPA-230-05-89-050, Washington, D.C., 413 p.
Eriksen, W. 1972. Störungen des Ökosystems patagonischer Steppen- und Waldregionen unter dem Einfluß von Klima und Mensch. In: Ökologie der Biosphäre. Vorträge einer Arbeitssitzung des 38. Dt. Geographentages, Erlangen-Nürnberg 1971, 57-73. Junk, The Hague.
Esser, G. 1991. The IIASA Biosphere Project. Circular letter to the associated and collaborating groups of the Biosphere Project, 14 January 1991. IIASA, Laxenburg, 2 p. + App.
Eussen, J.H.H. 1981. Studies on the growth characteristics of alang-alang (*Imperata cylindrica* (L.) Beauv. BIOTROP Bull. 18, 23 p.
Evans, G.C. 1939. Ecological studies on the rain forest of Southern Nigeria. II. The atmospheric environmental conditions. J. Ecol. 27, 436-482.
Evans, W.G. 1966. Perception of the infrared sense organs of *Melanophila acuminata* De Geer (Buprestidae, Coleoptera). Ecology 47, 1061-1065.
Evans, W.G. 1972. The attraction of insects to forest fires. Proc. Tall Timbers Conf. Ecol. Animal Contr. Habitat Manage. 3, 115-127. Tall Timbers Research Station, Tallahassee, Florida, 296 p.
Ewel, J., C. Berish, B. Brown, N. Price and J. Raich 1981. Slash and burn impacts on a Costa Rica wet

forest site. Ecology 62, 816-829.
FAO 1960. World forest inventory - 1958. FAO, Rome
FAO 1966. World forest inventory - 1963. FAO, Rome
FAO 1979. Present and future forest and plantation areas in the tropics. FAO, FO Misc./79/1. Rome.
FAO 1982 a. Tropical forest resources. FAO Forestry paper 30, FAO, Rome, 106 p.
FAO 1982 b. Recommondations arising from the Workshop on Shifting Cultivation and Extension. FAO Rome/University of Ibadan.
FAO 1982 c. Forestry in China. FAO Forestry Paper 35, Rome, 305 p.
FAO 1983 a. Nature conservation and national parks project, Burma. A survey of Natma Taung (Mount Victoria), Southern Chin Hills, based on the work of J.A. Sayer. FO: BUR/80/006, Field Report 20/83, Rangoon.
FAO 1983 b. Multiple-use forest management, The Philippines. Project findings and recommendations. FAO, Rome, FO: DP/PHI/77/011, 99 p.
FAO 1983 c. Multiple-use forest management, The Philippines. Report of the Joint Government / UNDP/ FAO Evaluation Mission. FAO, Manila, FO: DP / PHI / 77 / 011, 14 p.
FAO 1984 a. Changes in shifting cultivation in Africa. FAO For. Pap. 50 and 50/1. FAO, Rome.
FAO 1984 b. Modern forest fire control, India. Proj. Doc. IND/84/A 01/12, New Delhi, 29 p. + App.
FAO 1985. Tropical Forestry Action Plan. FAO, Rome, 159 p.
FAO 1986. Wildland fire management terminology. FAO Forestry Paper 70, FAO, Rome, 257p.
FAO 1988. An interim report as the state of forest resources in the developing countries. FAO, For. Resources Div., For. Dep., FO: Misc/88/7, Rome, 18 p. + Tables.
FAO 1989. Classification and mapping of vegetation types in tropical Asia (compiled and edited by F. Blasco and P. Legris). FAO, Rome, 169 p.
FAO 1990. Forest resources assessment 1990. Description of survey design, data compilation and data processing methology. FAO VI (mimeo.)
FAO/UNEP 1981 a. Tropical forest resources assessment. FAO Tech. Rep. 1, Los recursos forestales de la América tropical. FAO Rome 343 p.
FAO/UNEP 1981 b. Tropical forest resources assessment. FAO Tech. Rep. 2, Forest Resources of Tropical Africa. FAO, Rome 586 p.
FAO/UNEP 1981 c. Tropical forest resources assessment. FAO Tech. Rep. 3, Forest Resources of Tropical Asia. FAO, Rome, 475 p.
Fearnside, P. 1990. Fire in the tropical rain forest of the Amazon Basin. In: Fire in the tropical biota. Ecosystem processes and global challenges (J.G. Goldammer, ed.), 106-116. Ecological Studies 84, Springer-Verlag, Berlin-Heidelberg-New York, 497 p.
Fellin, D.G. and P.C. Kennedy 1972. Abundance of arthropods inhabiting duff and soil after prescribed burning on forest clearcut in northern Idaho. USDA For. Serv. Res. Note INT-162, 8 pp.
Fischer, C.E.C. 1906. A new method of fire-protection. Ind. For. 32, 303-304.
Fischer, C. 1913. Damage to teak by fire. Ind. For. 39, 434-435.
Fishman, J., C.E. Watson, J.C. Larsen and J.A. Logan 1990. Distribution of tropospheric ozone determined from satellite data. J. Geophys. Res. 94 (D4), 3599-3617.
Fishman, J., V. Kirchhoff and T.N. Krishnamurti 1991. Proposal for a study of Transport and Atmospheric Chemistry Near the Equator - Atlantic (TRACE-A). NASA, Hampton, Virginia, 64 p. (mimeo).
Flenley, J.R. 1979 a. The equatorial rain forest: a geological history. Butterworths, London-Boston, 162 p.
Flenley, J.R. 1979 b. The late Quaternary vegetational history of the equatorial mountains. Prog. Phys. Geogr. 3, 488-509.
Flenley, J. 1982. The evidence for ecological change in the tropics. Geogr. J. 148, 11-15.
Flenley, J.R. 1988. Palynological evidence for land use changes in South-East Asia. J. Biogeogr. 15, 185-197.
Flenley, J.R. 1992. Palynological evidence relating to disturbance and other ecological phenomena of rain forests. In: Tropical forests in transition (J.G.Goldammer, ed.), 17-24. Birkhäuser-Verlag, Basel-Boston, 270 p.
Forstreuter, W. 1991. Kiefernwälder, Weidennutzung und Feuer in Honduras. (Gutachten, in Vorb.)
Fosberg, M.J. 1989. Climate change and forest fires. In: Coping with climate change (J.C. Topping, Jr., ed.), 292-296. The Climate Institute, Washington, D.C., 696 p.

Fosberg, M.A., J.G. Goldammer, D. Rind and C. Price 1990. Global change: Effects on forest ecosystems and wildfire severity. In: Fire in the tropical biota. Ecosystem processes and global challenges (J.G. Goldammer, ed.), 463-486. Ecol. Studies 84, Springer-Verlag, Berlin-Heidelberg-New York, 497p.

Fox, J.E.D. 1972. The natural vegetation of Sabah and natural regeneration of the dipterocarp forest. Unpubl. Ph. D. thesis, University of Wales.

Fox, J.E.D. 1976. Environmental constraints on the possibility of natural regeneration after logging in tropical moist forest. J. Forest Ecol. and Manage. 1, 512-536.

Francis, W. 1961. Coal, its formation and composition. Arnold Publ. Ltd., London, 806 p.

Frazer, J.G. 1922. The golden bough. Macmillan Publ. Company, New York, 14th ed.1963, 864p.

Frederiksen, P., S. Langaas and M. Mbaye 1990. NOAA-AVHRR and GIS-based monitoring of fire activity in Senegal - a provisional methodology and potential applications. In: Fire in the tropical biota. Ecosystem processes and global challenges (J.G. Goldammer ed.), 400-417. Ecological Studies 84, Springer-Verlag, Berlin-Heidelberg-New York.

Freudenthal, H. 1931. Das Feuer im deutschen Glauben und Brauch. De Gruyter & Co., Berlin Leipzig.

Frost, P.G.H. 1984. The responses and survival of organisms in fire-prone environments. In: Ecological effects of fire in South African ecosystems (P. de V. Booysen and N.M. Tainton, eds.), 273-309. Ecological Studies 48, Springer-Verlag, Berlin, 426 p.

Frost, P.G.H. 1985. The responses of savanna organisms to fire. In: International savanna symposium 1984 (J.C. Tothill and J.C. Mott, eds.), 232-243. Commonw. Agr. Bur., Canberra, 384 p.

Furniss, R.L. and V.M. Carolin 1977. Western forest insects. USDA For. Serv. Misc. Publ. 1339, 654 pp.

Furniss, M. 1965. Susceptibility of fire-injured douglas-fir to bark beetle attack in southern Idaho. J. For. 63, 8-11.

Gaidula, P. 1976. Wildland fuel management guidelines for the California State Park System. State of California, Resources Agency, Dep. Parks and Recreation, 47 p.

Galbally, I.E. (ed.) 1990. The International Global Atmospheric Chemistry (IGAC) Programme. IGAC Steering Committee, 55 p.

Garwood, N.C., D.P. Janos and N. Brokaw 1979. Earthquake-caused landslides: a major disturbance to tropical forests. Science 205, 997-999.

Gilbert, J.M. 1959. Forest succession in the Florentine Valley, Tasmania. Proc. Roy. Soc. Tasmania 93, 129-151.

Gill, A.M. 1981. Adaptive responses of Australian vascular plant species to fires. In: Fire and the Australian biota (A.M. Gill, R.H. Groves and I.R. Noble, eds.), 243-272. Austr. Acad. Sci., Canberra, 582 p.

Gill, A.M., R.H. Groves and I.R. Noble (eds.) 1981. Fire and the Australian biota. Austr. Acad. Sci., Canberra,582p.

Gill, A.M., J.R.L. Hoare and N.P. Cheney 1990. Fires and their effects in the wet-dry tropics of Australia. In: Fire in the tropical biota. Ecosystem processes and global challenges (J.G. Goldammer, ed.), 159-178. Ecological Studies 84, Springer-Verlag, Berlin-Heidelberg-New York, 497 p.

Gillison, A.N. 1983. Savannas of Australia and the Southwest Pacific. In: Tropical Savannas (F. Bourlière, ed.), 183-243. Elsevier Sci. Publ. Co., Amsterdam, 730 p.

Gillon, D. 1983. The fire problem in tropical savannas. In: Tropical savannas (F. Bourlière, ed.), 617-641. Elsevier Sci. Publ. Co., Amsterdam Oxford, 730 p.

Girard, R. Die ewigen Mayas. Vollmer, Wiesbaden, 579 p.

Gleadow, F. 1905. Fire protection and other matters (correspondance). Ind. For. 31, 265-269.

Glover, H.M. 1913. Departmental firing in Chir (*Pinus longifolia*) forests in the Rawalpindi Division, Punjab. Ind. For. 39, 568-571.

Glover, J.E. 1975. New finds of sand fulgurites from the Perth Basin, Western Australia. J. Roy. Soc. W. Aust. 58, 54-58.

Glover, J.E. 1978. New data on the origin and distribution of Western Australian sand fulgurites. J. Roy. Soc. W. Aust. 60, 91-96.

Goldammer, J.G. 1978. Feuerökologie und Feuer-Management. Freiburger Waldschutz Abh. 1 (2), 150 p.

Goldammer, J.G. 1982. Forschungsvorhaben Feuerökologie. Abschlußbericht der Forschungskooperation Universität Freiburg mit Bundesuniversität von Paraná, Curitiba (DFG Go 351/1, GTZ P.N. 76.2512.2 - 23.100/1222). Freiburg, 122 p.

Goldammer, J.G. 1983a. Sicherung des südbrasilianischen Kiefernanbaues durch kontrolliertes Brennen. Hochschul Verlag Freiburg, Forstwiss. Bd. 4, 183 p.

Goldammer, J.G. 1983b. (ed.) DFG-Symposion "Feuerökologie". Symposionsbeiträge. Freiburger Waldschutz-Abh. 4, 301 p.

Goldammer, J.G. 1985a. Multiple-use Forest Management. The Philippines. Fire Management. FAO: DP/PHI/77/011, Working Paper No. 17, Rome, 65 p.

Goldammer, J.G. 1985b. Feuer und Wald. In: Impacts de l'Homme sur la Forêt, 403-417. Symp. IUFRO, Strasbourg 1984. Colloques de l'INRA 30, Paris, 512 p.

Goldammer, J.G. 1985c. Empfehlungen für die agroforstwirtschaftlich relevante Forschung aus der Sicht der Feuerökologie. In: Agroforstwirtschaft in den Tropen und Subtropen, 216-217. Dt. Stiftung. Int. Entwicklung, Zentralstelle Ernährung und Landwirtschaft, Feldafing, 258 p.

Goldammer, J.G. 1986b. Technical and Vocational Forestry and Forest Industries Training, Burma. Forest Fire Management. FAO Rome, 60 p. FO: DP/BUR/81/001, Field Document No. 5.

Goldammer, J.G. 1986c. Technical and Vocational Forestry and Forest Industries Training, Burma. Introduction to Forest Fire Management. FAO Rome, 159 p. FO: DP/BUR/81/001, Field Document No. 6.

Goldammer, J.G. 1986d. Modern Forest Fire Control, India. Statistical Forest Fire Reporting. FAO Rome, 27 p. FO: DP/IND/84/003, Tech. Rep. No. 1.

Goldammer, J.G. 1986e. A quick appraisal of the forest fire hazard in Nepal. FAO Kathmandu, 7 p.

Goldammer, J.G. 1986f. Waldbrände und die Techniken ihrer Bekämpfung. Umschau 86, 482-487.

Goldammer, J.G. 1986g. Feuer und Waldentwicklung in den Tropen und Subtropen. Freiburger Waldschutz-Abh. 6, 43-57.

Goldammer, J.G. 1986h. Legislation and regulations related to forest fire prevention and control. In: ECE/FAO/ILO Seminar on Methods and Equipment for the Prevention of Forest Fires, 217-225. Inst. Nac. Conservación de la Naturaleza (ICONA), Madrid, Spain, 268 p.

Goldammer, J.G. 1987a. TCP Assistance in Forest Fire Management, The Philippines. Forest Fire Research. FAO: TCP/PHI/66053 (T), Working Paper No. 1, Rome, 38 p.

Goldammer, J.G. 1987b. Wildfires and Forest Development in Tropical and Subtropical Asia: Prospective outlook towards the year 2000. In: Proc. Symp. Wildland Fire 2000, April 27-30, 1987, South Lake Tahoe, Cal., 164-176. USDA For.Ser. Gen. Techn. Rep. PSW-101, 258 p.

Goldammer, J.G. 1987c. International Issues: Report of Futuring Group 9. In: Proc. Symp. Wildland Fire 2000, April 27-30, 1987, South Lake Tahoe, Cal., 256-258. USDA For. Ser. Gen. Techn. Rep. PSW-101, 258 p.

Goldammer, J.G. 1987d. Report of visiting professor in forest fire management and fire ecology, Faculty of Forestry (Fakultas Kehutanan), Mularwarman University, Samarinda/East Kalimantan (Indonesia). GTZ, Jakarta, 6 p.

Goldammer, J.G. 1988a. Limitations and needs in maintaining or restoring prescribed fire regimes in natural forest lands and plantations. In: Proc. Int. Workshop on Prescribed Burning (Avignon, France, March 1988), 21-30. I.N.R.A. Stat. Sylvicult. Méditerr., Avignon, 346 p.

Goldammer, J.G. 1988b. Rural land-use and fires in the tropics. Agroforestry Systems 6, 235-252.

Goldammer, 1989. Looking into the 1990s: A decade of challenges. Editorial, Int. Forest Fire News, No.2, December 1989. ECE/FAO Agriculture and Timber Division, Geneva.

Goldammer, J.G. 1990a. Waldumwandlung und Waldverbrennung in den Tiefland-Regenwäldern des Amazonasbeckens: Ursachen und ökologische Implikationen. In: Amazonien: Versuch einer interdisziplinären Annäherung (A. Hoppe, ed.), 119-142. Ber. Naturforsch. Ges. Freiburg 80, 264 p.

Goldammer, J.G. (ed.) 1990b. Fire in the tropical biota. Ecosystem processes and global challenges. Ecological Studies 84, Springer-Verlag, Berlin-Heidelberg-New York, 497 p.

Goldammer, J.G 1991a: Fire in forests and other ecosystems of Argentina: A synopsis with recommendations for fire ecology research and development of fire management systems. GTZ Report P.N. 85.2025.6-01.100, 22 p.

Goldammer, J.G. 1991b: Tropical wildland fires and global changes: Prehistoric evidence, present fire regimes, and future trends. In: Global biomass burning (J.S. Levine, ed.), 83-91. The MIT Press, Massachusetts Institute of Technology, Cambridge, Massachussetts.

Goldammer, J.G. 1991c. Forestry in Jebel Marra Forest Circle. Final Report "Integrated Fire

Management". GTZ P.N. 86.2595.6-01.100. GTZ, Eschborn.
Goldammer, J.G. (ed.) 1992a. Tropical forests in transition. Ecology of natural and anthropogenic disturbance processes. Birkhäuser-Verlag, Basel-Boston, 270 p.

Goldammer, J.G. 1992b. Tropical forests in transition. Ecology of natural and anthropogenic disturbance processes: An Introduction. In: Tropical forests in transition (J.G.Goldammer, ed.), 1-16. Birkhäuser-Verlag, Basel-Boston, 270 p.
Goldammer, J.G. 1992c. Viet Nam. A fire analysis. ECE/FAO Int. For. Fire News No.7 (July 1992), 13-16.
Goldammer, J.G. 1992d. Projet Pilote de Développement Forestier du massif de Collo/Algérie. Feuer-Management: Beurteilung des Entwicklungsstandes und Vorschläge für ergänzende Maßnahmen. GTZ P.N. 85.2011.6-01.200. GTZ, Eschborn.
Goldammer, J.G. 1992e. Errichtung einer CO2-Stiftung in der Bundesrepublik Deutschland. GTZ, Eschborn.
Goldammer, J.G. and B. Seibert 1989. Natural rain forest fires in Eastern Borneo during the Pleistocene und Holocene. Naturwissenschaften 76, 518-520.
Goldammer, J.G. and X.Y. Di 1990. Fire and forest development in the Daxinganlius montane-boreal coniferous forest, Heilongjang, Northeast China - A preliminary model. In: Fire in ecosystem dynamics (J.G. Goldammer and M.J. Jenkins, eds.), 175-184. SPB Acad. Publishing bv, The Hague, 199p.
Goldammer, J.G. and S.R. Peñafiel 1990. Fire in the pine-grassland biomes of tropical and subtropical Asia. In: Fire in the tropical biota. Ecosystem processes and global challenges (J.G.Goldammer, ed.), 45-62. Ecological Studies 84, Springer-Verlag, Berlin-Heidelberg-New York, 497 p.
Goldammer, J.G. and B. Seibert 1990. The impact of droughts and forest fires on tropical lowland rain forest of Eastern Borneo. In: Fire in the tropical biota. Ecosystem processes and global challenges (J.G.Goldammer, ed.), 11-31. Ecological Studies 84, Springer-Verlag, Berlin-Heidelberg-New York, 497 p.
Goldammer, J.G. and M.J. Jenkins (eds.) 1990. Fire in ecosystem dynamics. Mediterranean and northern perspectives. SPB Academic Publishing bv, The Hague, 199 p.
Gorrie, R.M. 1926. Forest fire control. Indian Forester 80, 2-5.
Gossow, H. 1976. Wildökologie. Begriffe, Methoden, Ergebnisse, Konsequenzen. BLV Verlagsgesellschaft, München, 316 p.
Gossow, H. 1978. Feuer im Habitat-Management. Freiburger Waldschutz Abh. 1 (1), 83-97. Forstzool. Inst. Univ. Freiburg, 159 p.
Gowleit, J.A., J. Harris, D. Walton and B.A. Wood 1981. Early archaeological sites, hominid remains and traces of fire from Cheso wanja, Kenya. Nature 294, 125-129.
Grabowsky, F. 1890. Streifzüge durch die malayischen Distrikte Südost-Borneos. II. Globus 57, 219-222.
Green, L.R. 1977. Fuelbreaks and other fuel modification for wildland fire control. USDA For. Serv., Agr. Handbook 499, Washington, 79 p.
Green, L.R. and H.E. Schimke 1971. Guides for fuel breaks in the Sierra Nevada Mixed Conifer type. USDA For. Serv., Pacific SW For. and Range Exp. Sta., Berkeley, 14 p.
Greenberg, J.P., P.R. Zimmermann, L. Heidt and W. Pollock 1984. Hydrocarbon and carbon monoxide emissions from biomass burning in Brazil. J. Geophys. Res. 89, 1350-1354.
Gregoire, J.M. 1990. Effects of the dry season on the vegetation canopy of some river basins of West Africa as deduced from NOAA-AVHRR data. Hydr. Sci. J. 35, 323-338.
Greswell, E.A. 1926. The constructive properties of fire in Chir (*Pinus longifolia*) forests. Ind. For. 52, 502-505.
Grijpma, P. 1982. Multiple-use forest management, The Philippines. Possibilities for the control of *Ips calligraphus* (Germar) in the Philippines. FAO (FO/PHI/77/011, Working Paper No. 7, Vol, I + II). Rome, 70 + 26 p.
Grob, M. 1991. Flächenbestimmung von Savannenbränden durch Fernerkundungsverfahren: Eine vergleichende Untersuchung von NOAA-AVHRR und Landsat (MSS)-Daten. Dipl.Arb. Forstzool. Inst. Univ. Freiburg, 83 p.
Gruell, G.E. 1980. Fire's influence on wildlife habitat on the Bridger-Teton National Forest, Wyoming.

Vol. I + II. USDA For. Serv. Res. Pap. INT-235 + 252, 207 + 35 p.
Gupia, T. and A. Guleria 1982. Some economic and management aspects of a non-wood forest product in India: Tendu leaves. Oxford & IBH Publ., New Delhi, 119 p.
Gupta, B.S. 1910. Fire conservancy in Indian forests. Ind. For. 36, 132-145.
Gusinde, M. 1946. Urmenschen im Feuerland. Paul Zsolnay Verlag, Berlin-Wien-Leipzig.
Haberle, S.G., G.S. Hope and Y. DeFreies 1991. Environmental change in the Baliem Valley, Montane Irian Jaya, Republic of Indonesia. J. Biogeogr. 18, 25-40.
Haffer, J. 1969. Speciation in Amazonian forest birds. Science 165, 131-137.

Hahn, N. 1992. Verjüngung von *Nothofagus pumilio* in einem andino-patagonischen Bergwald bei Esquel (Chubut, Argentinien) unter verschiedenen waldbaulichen Behandlungen. Dipl. Arb. Inst. Waldbau. Univ. Freiburg (in Vorb.)
Hakimuddin, M. 1953. Forest Fires. Ind. For. 79, 572-573.
Hall, M. 1984. Man's historical and traditional use of fire in southern Africa. In: Ecological effects of fire in South African Ecosystems (P.V. Booysen and N.M. Tainton, eds.), 40-52. Springer, Heidelberg-New York. 426 p.
Hallett, J., J.G. Hudson and C.F. Rogers 1989. Characterization of combustion aerosols for haze and cloud formation. Aerosol Sci. and Technology 10, 70-83.
Hanes, T.L. 1971. Succession after fire in the chaparral of southern California. Ecol. Monogr. 41, 27-52.
Hansen, J., A. Lacis, D. Rind, G. Russel, P. Stone, I. Fung, R. Ruedy and J. Lerner 1984. Climate sensitivity: analysis of feedback mechanisms. In: Climate processes and climate sensitivity, 13-163. Geo. Monogr. 29, Am. Geophys. Union.
Hao, W.M., M.-H. Liu and P.J. Crutzen 1990. Estimates of annual and regional releases of CO_2 and other trace gases to the atmosphere from fires in the tropics, based on the FAO statistics for the period 1975-80. In: Fire in the tropical biota. Ecosystem processes and global challenges (J.G. Goldammer, ed.), 440-462. Ecological Studies 84, Springer-Verlag, Berlin-Heidelberg-New York, 497 p.
Hare, R.G. 1961. Heat effects on living plants. USDA For. Serv. Occ. Pap., South. For. Exp. Sta., 32 p.
Hare, R.G. 1965. Contribution of bark to fire resistance of southern trees. J. For. 63, 248-251.
Harrington, G.N. and I.C. Ross 1974. The savanna ecology of Kidepo Valley National Park. Part 1. The effects of burning and browsing on the vegetation. E. Afr. Wildl. J. 12, 93-106.
Harris, T.M. 1958. Forest fire in the Mesozoic. J. Ecol. 46, 447-453.
Hartmann, A.W. 1949. Fire as a tool in Southern Pine. In: Yearbook of Agriculture, 517-527. Gov. Printing Office, Washington.
Hartshorn, G.S. 1978. Tree falls and tropical forest dynamics. In: Tropical trees as living systems (P.B. Tomlinson and M.H. Zimmermann, eds.), 617-638. Cambridge University Press, Cambridge.
Hatami, M. 1987. Analysis of natural regeneration in a forest after fire in Bukit Soeharto [in Indonesian]. Unpubl. S 1 Thesis, Forestry Faculty, Mulawarman University, Samarinda, 52 p.
Hearle, N. 1887. Forest fire near Murree. Ind. For. 13, 312-315.
Hegner, R. 1979. Nichtimmergrüne Waldformationen der Tropen. Kölner Geogr. Arb. 37, 410p.
Heiler, F. 1980. Die Religionen der Menschheit. 3. Aufl. (K.Goldammer, Hrsg.), Reclam, Stuttgart. 678 p.
Heinselman, M.L. 1978. Fire in wilderness ecosystems. In: Wilderness management (J.C. Hendee et al., eds.) 248-278. USDA For. Ser. Misc. Publ. 1365, Washington, D.C.
Heinselman, M.L. 1981. Fire intensity and frequency as factors in the distribution and structure of northern ecosystems. In: Fire regimes and ecosystems properties, 7-57. USDA For. Ser. Gen. Tech. Rep. WO-26, 594 p.
Helas, G., H. Bingemer and M.O. Andreae 1990. Organic acids over equatorial Africa: Results from DECAFE a88. J. Geophys. Res. (subm.)
Helas, G., J.P. Lacaux, R. Delmas, D. Scharffe, J. Lobert, J. Goldammer and M.O. Andreae 1992. Ozone as biomass burning product over Africa. Fresenius Envir. Bull. 1, 155-160.
Henkel, J.S. 1931. Types of vegetation in Southern Rhodesia. Proc. and Tr. Rhodesia Sci. Assoc. 30, 1-23. Bulawayo.
Henniker-Gotley, G.R. 1936. A forest fire caused by falling stones. Ind. For. 62, 422-423.
Herr, G., 1982. Ökologische Einflüsse einer *Pinus*-Monokultur auf einer reliktischen Savanne unter besonderer Berücksichtigung des Bodenwasserhaushaltes. Dipl. Arb. Univ. Freiburg, 74 p.
Herrera, R. 1979. Nutrient distribution and cycling in an Amazon Caatinga forest on spodosols in

Southern Venezuela. Unpubl. Ph. D. diss., University of Reading.
Herring, J.R. 1985. Charcoal fluxes into sediments of the North Pacific Ocean: The Cenozoic record of burning. In: The carbon cycle and atmospheric CO_2: Natural variations archean to Present. Geophys. Monogr. 32, 419-442. Am. Geophys. Union, Washington.
Hesmer, H. 1975. Leben und Werk von Dietrich Brandis (1824-1907). Abh. Rhein.-Westfäl. Akad. Wiss. Bd. 58, Westdeutscher Verlag, Opladen, 476 p.
Heusser, C.J., J. Rabassa, A. Brandani and R. Stuckenrath 1988. Late-Holocene vegetation of the Andean *Araucaria* region, Province of Neuquén, Argentina. Mountain Research and Development (1), 53-63.

Hiernaux, P. and L. Diarra 1985. Savanna burning, a controversial technique for rangeland, management in the Niger flood plains of Central Mali. In: International Savanna Symposium 1984 (J.C. Tothill and J.C. Mott, eds.), 238-243. Commonw. Agr. Bur., Austr. Acad. Sci., Canberra, 384 p.
Hildebrandt, G. 1976. Thermal-Infrarot-Aufnahmen zur Waldbrandbekämpfung. Forstarchiv 47, 45-52.
Hill, P. 1972. Grass forage: Food for fauna or fuel for fire or both. Proc. Ann. Tall Timbers Fire. Ecol. Conf. 11, 337-375. Tallahassee, Florida.
Hirsch, P. 1987. Deforestation and development in Thailand. Singapore J. Trop. Geogr. 8, 129-138.
Hodgson, E.M. 1905. Fire protection and other matters. The origin of the pure teak forests in the Surat District. Ind. For. 31, 450-451.
Hodgson, E.M. 1906. A new method of fire protection. Ind. For. 32, 145-146.
Holdrigde L.R. 1947. Determination of world plant formations from simple climate data. Science 105, 367-368.
Holowacz, J. 1985. Forests of the USSR. For. Chron. 61, 366-373.
Hopkins, B. 1965 a. Observations on savanna burning in the Olokemeji Forest Reserve, Nigeria. J. Appl. Ecol. 2, 367-381.
Hopkins, B. 1965 b. Forest and savanna. An introduction to tropical plant ecology with special reference to West Afrika. Heinemann, Ibadan, 100 p.
Hopkins, B. 1983. Successional processes. In: Tropical savannas (F. Bourlière, ed.), 605-616. Elsevier Sci. Publ. Co., Amsterdam, 730 p.
Houghton, R.A. 1990. The global effects of tropical deforestation. Environ. Sci. and Technology 24, 414-422.
Houghton, R.A., R.D. Boone, J.M. Melillo, C.A. Palm, G.M. Woodwell, N. Myers, B. Moore and D.L. Skole 1985. Net flux of carbon dioxide from tropical forests in 1980. Nature 316, 617-620.
Hubbell, S.P. 1979. Tree dispersion, abundance, and diversity in a tropical dry forest. Science 203, 1299-1309.
Hubbell, S.P. and R.B. Foster 1986. Canopy gaps and the dynamics in a neotropical forest. In: Plant ecology (M.J. Crawley, ed.), 77-96. Blackwell Scientific Publ. Oxford.
Hueck, K. 1966. Die Wälder Südamerikas. Ökologie, Zusammensetzung und wirtschaftliche Bedeutung. G.Fischer, Stuttgart, 422 p.
Huhta, V., E. Karpinnen, M. Nurminen and A. Valpas 1967. Effect of silvicultural practices upon arthropod, annelid and nematode populations in coniferous forest soil. Ann. Zool. Fenn. 4, 87-145.
Huhta, V., M. Nurminen and A. Valpas 1969. Further notes on the effect of silvicultural practices upon the fauna of coniferous soil. Ann. Zool. Fenn. 6, 327-334.
Huntley, B.J. and B.H. Walker (eds.) 1982. Ecology of tropical savannas. Ecol. Studies 42, Springer-Verlag, Berlin, 669 p.
IGBP 1990. The International Geosphere-Biosphere Programme: A study of global change. The initial core projects. IGBP Rep. 12, Stockholm.
Imort, M. 1989. Das Beziehungsgeflecht und die Auswirkungen der Degradationsfaktoren Feuer, Weide und Brennholzgewinnung auf die Savannenvegetation des Sahel. Dipl. Arb. Forstzool. Inst. Univ. Freiburg, 78 p. + App.
IPCC 1990. Climate change. The IPCC scientific assessment. Report prepared for IPCC by working group 1 (J.T. Houghton, G.J. Jenkins and J.J. Ephraums, eds.), Cambridge Univ. Press, Cambridge, 365 p.

ITTO 1989. Investigation on the steps needed to rehabilitate the areas of East Kalimantan seriously affected by fire. ITTO: PD 17/87 (F), GTZ P.N. 38.3021.3-11.000, FR Reports 1 to 12. Deutsche Forstservice GmbH, Feldkirchen, Germany.

Jacobson, J. 1979. Recent developments in southern Asian prehistory and protohistory. Ann. Rev. Anthropology 8, 467-502.

Jahn, E. und G. Schimitschek 1950. Bodenkundliche und bodenzoologische Untersuchungen über Auswirkungen von Waldbränden im Hochgebirge (1). Österr. Vierteljahresschrift Forstw. 91, 214-224.

Jemison, G.M. 1943. Effect of single fires on the diameter growth of shortleaf pine in the southern Appalachians. J. For. 41, 574-576.

Jenkins, M.J. 1989. Perspectives on wilderness fires. Int. Forest Fire News 2 (Dec. 1989), 8, ECE/FAO, Geneva.

Jerram, M.R.K. 1922. The effect of fire, shade, and injury on the growth of *Pinus longifolia* seedlings. Ind. For. 48, 644-647.

Johnson, B. 1984. The great fire of Borneo. Report of a visit to Kalimantan Timur a year later. WWF Rep., 22 p.

Jordan, C.F. 1985. Nutrient cycling in tropical forest ecosystems. John Wiley & Sons, Chichester, New York, 189 p.

Joyce, L.A., M.A. Fosberg and J.C. Comanor 1990. Climate change and America's forests. USDA For. Serv. Gen. Tech. Rep. RM-187, Fort Collins, Colorado, 12 p.

Justice, C.O., J.R.G. Townshend, B.N. Holben and C.J. Tucker 1985. Analysis of the phenology of global vegetation using meterological satellite data. Int. J. Remote Sensing 6, 1271-1318.

Kalela, E. 1941. Über das Zurückweichen der Wälder und den Holzartenwechsel in dem ostpatagonischen Waldgebiet. Ann. Acad. Scient. Fennicae, A.IV.2, 5-151.

Karppinen, E. 1957. Die Oribatiden-Fauna einiger Schlag- und Brandflächen. Entomol. Fenn. 23, 181-203.

Kartawinata, K., S. RISWAN and H. SOEDJITO 1980. The floristic change after disturbances in rowland dipterocarp forest in East Kalimantan, Indonesia. In: Tropical ecology and management (J.I. Furtado, ed.). Int. Soc. Trop. Ecol., Kuala Lumpur.

Kauffman, J.B. (im Druck). Fire effects on standing tropical rainforest trees in the Brazilian Amazon (subm. to Biotropica).

Kauffman, J.B., C. Uhl and D.L. Cummings 1988. Fire in the Venezuelan Amazon 1: Fuel biomass and fire chemistry in the evergreen rainforest of Venezuela. Oikos 53, 167-175.

Kauffman, J.B. and C. Uhl 1990. Interactions of anthropogenic activities, fire, and rain forests in the Amazon Basin. In: Fire in the tropical biota. Ecosystem processes and global challenges (J.G.Goldammer, ed.), 117-134. Ecological Studies 84, Springer-Verlag, Berlin-Heidelberg-New York, 497 p.

Kaufman, Y., C.J. Tucker and I. Fung 1989. Remote sensing of biomass burning in the tropics. Adv. Space Res. 9, 265-268.

Kaufman, Y., A. Setzer, C. Justice, C.J. Tucker, M.C. Pereira and I. Fung 1990. Remote sensing ob biomass burning in the tropics. In: Fire in the tropical biota. Ecosystem processes and global challenges (J.G.Goldammer, ed.), 371-399. Ecological Studies 84, Springer-Verlag, Berlin-Heidelberg-New York, 497 p.

Kauppi, P. and M. Posch 1988. A case study of the effects of CO_2-induced climatic warming on forest growth and the forest sector: A. Productivity reactions of northern boreal forests. In: The impact of climatic variations on agriculture, Vol. I, Assesment in cool temperate and cold regions (M.L. Parry et al., eds.), 183-195. Reidel, Dordrecht.

Kayll, A.J. 1968. Heat tolerance of tree seedlings. Proc. Ann. Tall Timbers Fire Ecol. Conf. 8, 89-105.

Keeling, C. 1984. Atmospheric CO_2 concentration at Mauna Loa Observatory Hawaii, 1958-1983. US DOE Rep. NDP-D11, Washington, D.C.

Kemp, E.M. 1981. Pre-Quaternary fire in Australia. In: Fire and the Australian biota (A.M. Gill, R.H. Groves and I.R. Noble, eds.), 3-21. Austr. Acad. Sci., Canberra, 582 p.

Kessell, S.R. 1979. Gradient modeling. Resource and fire management. Springer-Verlag, New York. 432 p.

Khalil, M.A.K. and R.A. Rasmussen 1984. Global sources, lifetimes and mass balances of carbonyl sulfide (COS) and carbon disulfide (CS_2) in the earth's atmosphere. Atmos. Environ. 18, 1805-

1813.
Kiladis, G.N. and H.F. Diaz 1986. An analysis of the 1877-78 ENSO episode and comparison with 1982-83. Mon. Wea. Rev. 114, 1035-1047.
Kilgore, B.M. 1976. Fire management in the National Parks: an overview. Proc. Ann. Tall Timbers Fire Ecol. Conf. 14, 45-57. Tall Timbers Res. Sta., Tallahassee, Florida.
Kilgore, B.M. 1981. Fire in ecosystem distribution and structure: Western forests and shrublands. In: Fire regimes and ecosystem properties, 58-89. USDA For. Ser. Gen. Tech. Rep. WO-26, 594 p.
Kilgore, B.M. and G.S. Briggs 1972. Restoring fire to high elevation forest in California. J. For. 70, 266-271.
Kilinski, E.V. 1958. Lehrbuch der Luftelektrizität. Akad. Verlagsgesellschaft Geest & Portig. Leipzig, 141 p.
Klimetzek, D. 1984. Grundlagen einer Überwachung und Bekämpfung der Nutzholzborkenkäfer (*Trypodendron* spp.) mit Lock- und Ablenkstoffen. Freiburger Waldschutz Abh. 5, Forstzool. Inst. Univ. Freiburg, 227 p.
Klinge, H., E. Medina and R. Herrera 1977. Studies on the ecology of Amazon caatinga forest in southern Venezuela. Acta Cientifica Venezolana 28, 270-276.
Knoch, K. 1930. Klimakunde von Südamerika. In: Handbuch der Klimatologie (W.Köppen *et al*., eds.). Borntraeger, Berlin.
Köppen, W. 1923. Die Klimate der Erde. de Gruyter, Berlin und Leipzig. 369 p.
Komarek, E.V. 1965. Fire ecology - grasslands and man. Proc. Ann. Tall Timbers Fire Ecol. Conf. 4, 169-220. Tallahassee, Florida, 279 p.
Komarek, E.V. 1968. Lightning and lightning fires as ecological forces. Proc. Ann. Tall Timbers Fire Ecol. Conf. 8, 169-197. Tallahassee, Florida.

Komarek, E.V. 1972. Lightning and fire ecology in Africa. Proc. Tall Timbers Fire Ecol. Conf. 11, 473-511. Tallahassee, Florida, 516 p.
Komarek, E.V. 1973. Ancient fires. Proc. Ann. Tall Timbers Fire Ecol. Conf. 12, 219-240. Tallahassee, Florida, 492 p.
Komarek, E.V. 1977 a. Tall Timbers Research Station. A quest for ecological understanding. The Secretary's review. March 15, 1958-June 30, 1975. Tall Timbers Res. Sta. Misc. Publ. 5, 140 p.
Komarek, E.V. 1977 b. The role of the Tall Timbers Research Station in the development of the study of fire ecology. In: Proc. Symposium on the Environmental Consequences of Fire and Fuel Management in Mediterranean Ecosystems, 488-498. USDA For. Serv. Gen. Tech. Rep. WO-3.
Koonce, A.L. and A. Gonzales-Caban 1990. Social and ecological aspects of fire in Central America. In: Fire in the tropical biota. Ecosystem processes and global challenges (J.G. Goldammer, ed.), 135-158. Ecological Studies 84, Springer-Verlag, Berlin-Heidelberg-New York, 497 p.
Koshoo, T.N. 1986. Environmental priorities in India and sustainable development. Ind. Sci. Congr. Ass., 73 Sess., New Delhi, 224 p.
Kowal, N.E. 1966. Shifting cultivation, fire and pine forest in the Cordillera Central, Luzón, Philippines. Ecol. Monogr. 36, 389-419.
Kozlowski, T.T. and C.E. Ahlgren (eds.) 1974. Fire and ecosystems. Academic Press, New York, 542 p.
Lal, R. 1987. Tropical ecology and physical edaphology. John Wiley & Sons, Chichester-New York, 732 p.
Lal, R. and D.J. Cummings 1979. Clearing a tropical forest. In: Effects on soil and microclimate. Field Crops Res. 2, 91-107.
Lamprecht, H. 1961. Tropenwälder und tropische Waldwirtschaft. Beih. Z. Schweiz. Forstwesen 32. Fa III 219.
Lamprecht, H. 1986. Waldbau in den Tropen. Die tropischen Waldökosysteme und ihre Baumarten - Möglichkeiten und Methoden zu ihrer nachhaltigen Nutzung. Parey, Hamburg-Berlin. 318 p.
Langaas, S. and K. Muirhead 1988. Monitoring bushfires in est Africa by weather satellites. Proc. 22nd Symp. Remote Sensing of the Environment, Abidjan, 20-26 Oct., 1988, Vol. I, 253-268. Environ. Res. Inst. Michigan, Ann Arbor.
Lanly, J.P. 1985. Defining and measuring shifting cultivation. Unasylva 37 (147), 17-21.
Lapis, E. 1985. Some ecological studies on the six spined engraver beetle, *Ips calligraphus* (Germar), infesting *Pinus kesiya* (Royle ex Gordon) in the Philippines. MS thesis, Univ. Philippines, Los Baños College, Laguna.

Lashof, D.A. 1989. The dynamic greenhouse: Feedback processes that may influence future concentrations of atmospheric trace gases and climate change. Climatic Change 14, 213-242.
Lashof, D.A. and D.R. Ahuja 1990. Relative contributions of greenhouse gas emissions to global warming. Nature 344, 529-531.
Lauer, W. 1961. Wandlungen im Landschaftsbild des südchilenischen Seengebietes seit Ende der spanischen Kolonialzeit. Schr. Geogr. Inst. Univ. Kiel 20, 227-276.
Legris, P. 1963. La végétation de l'Inde - Ecologie et flore. Diss. Univ. Toulouse, 589 p.
Le Houéron, H.N. 1989. The grazing land ecosystems of the Africa Sahel. Ecological Studies 75, Springer-Verlag, Berlin, 282 p.
Leighton, M. 1984. The El Niño-Southern Oscillation event in Southeast Asia: Effects of drought and fire in tropical forest in Eastern Borneo. WWF Rep., 31 p.
Lennertz, R. and K.F. Panzer 1984. Preliminary assessment of the drought and forest fire damage in Kalimantan Timur. Report by the DFS German Forest Invertory Service. Ltd. to GTZ, 45 p.
Levine, J.S. 1991. Global biomass burning. Atmospheric, climatic and biospheric implications. The MIT Press, Cambridge, Massachussetts, 569 p.
Lewin, R. 1984. Fragile forests implied by Pleistocene pollen. Science 226, 36-37.
Liacos, L. 1988. Ecological and management aspects of livestock grazing and prescribed burning in Mediterranean warm coniferous forests. In: Documentos del Seminario sobre Metodos y Equipos para la Prevencion de Incendios Forestales (ECE/ILO/FAO), 168-179. ICONA, Madrid, 268 p.
Lieth, H. 1975. Primary production of the major vegetation units of the world. In: Primary productivity of the biosphere (H. Lieth and R.H. Whittaker, eds.), 203-215. Ecological Studies 14, Springer-Verlag, Berlin-Heidelberg.
Linsenmair, K.E. 1990. Mechanismen der Aufrechterhaltung tropischer Diversität. Antrag auf Einrichtung eines DFG-Schwerpunktprogrammes. Würzburg, 48 p. (mimeo).
Little, S. and H.A. Somes 1960. Sprouting of Loblolly pines. J. For. 58, 195-197.
Liu, K.B. and P.A. Colinvaux 1985. Forest changes in the Amazon Basin during the last glacial maximum. Nature 318, 556-557.
Livingstone, D.A. 1982. Quaternary geography of Africa and the refuge theory. In: Biological diversification in the tropics (G.T. Prance, ed.), 523-536. Columbia University Press.
Lobert, J.M. 1989. Verbrennung pflanzlicher Biomasse als Quelle atmosphärischer Spurengase: Cyanoverbindungen, CO, CO_2 und NO_x. Diss. Univ. Mainz.
Lobert, J.M., D.H. Scharffe, W.M. Hao, T.A. Kuhlbusch, R. Seuwen and P.J. Crutzen 1991. Experimental evaluation of biomass burning emissions: Nitrogen and carbon containing compounds. In: Global biomass burning (J.S. Levine, ed.), 289-304. The MIT Press, Cambridge, Massachussetts, 5699 p.
Lockert, A. 1991. Entwicklung der Waldbrandsituation und der Feuerschutzpolitik seit dem 19. Jahrhundert in Deutschland. Dipl. Arb. Forstzool. Inst. Univ. Freiburg, 114 p.
Loetsch, F. 1958. Der Einfluß des Brandrodungsbaus auf das Gefüge des Tropenwaldes und die Wasserführung der Ströme, untersucht am Beispiel Nordthailands. Erdkunde 12, 182-205.
Logan, J.A. 1983. Nitrogen oxides in the troposphere: Global and regional budgets. J. Geophys. Res.88, 785-807.
Lugo, A.E. 1983. Organic carbons export by riverine waters of Spain. In: Transport of carbon and minerals in major world rivers, Part 2 (E.T. Degens et al., eds.), 267-279. SCOPE/UNEP Sonderb. 55, Hamburg.
Lugo, A.E. 1988. The future of the forest. Ecosystem rehabilitation in the tropics. Environment 30 (7), 17-45.
Lugo, A. and S. Brown 1986. Steady state terrestrial ecosystems and the global carbon cycle. Vegetation 68, 83-90.
Luke, R.H. and A.G. McArthur 1978. Bushfires in Australia. CSIRO Div. For. Res., Aust. Gov. Publ. Service, Canberra.
Luytjes, A. 1924. Een en ander over den begroeiingstoestand van Noord-Sumatra en over het vorkommen van den *Pinus merkusii* in dit gebied. (Some remarks on the vegetation of North Sumatra and on the resence of *Pinus merkursii* in this area.) Tectona 17, 323-351 (in Dutch).
Mabberley, D.J. 1983. Tropical rain forest ecology. Blackie, Glasgow. 156 p.
MacArthur, R.H. 1972. Geographical ecology: Patterns in the distribution of species. Harper and Row,

New York.
MacLagan, R. 1954. Forest fire control. Ind. For. 80, 2-5.
Mack, F. 1989. Das El Niño - Southern Oscillation (ENSO) Phänomen und die Auswirkungen dadurch bedingter Klimaschwankungen auf die Dipterocarpaceenwälder von Ost-Kalimantan, Borneo. Dipl. Arb. Forstzool Inst. Univ. Freiburg, 164 p.
Mack, F. 1992. Integration von Phytomasseverbrennung durch Vegetationsbrände in das High Resolution Biosphere Model (HRBM). Dissertation, Univ. Gießen (in Vorb.).
MacPhail, M.K. 1980. Regeneration processes in Tasmanian forests. Search 11, 184-190.
Mägdefrau, K. 1953. Paläobiologie der Pflanzen. G. Fischer, Jena, 2. Aufl., 438 p.
Maggs, T. 1977. Some recent radiocarbon dates from eastern and southern Africa. J. African Hist. 17 (2), 161-191.
Maggs, T. 1980. The iron age sequence south of the Vaal and Ponjola rivers: some historical implications. J. African Hist. 21 (1), 1-15.
Mal, G.D. 1906. Fire protection and the natural regeneration of Deodar in the forests of the Kulu Division, Punjab. Ind. For. 32, 245-247.
Malingreau, J.P. 1990. The contribution of remote sensing to the global monitoring of fires in tropical and subtropical ecosystems. In: Fire in the tropical biota. Ecosystem processes and global challenges (J.G. Goldammer ed.), 337-370. Ecol. Studies 84, Springer-Verlag, Berlin-Heidelberg-New York, 497p.
Malingreau, J.P., G. Stephans and L. Fellows 1985. Remote sensing of forest fires: Kalimantan and North Borneo in 1982-83. Ambio 14, 314-321.
Malingreau, J.P. and C.J. Tucker 1988. Large-scale deforestation in the Southeastern Amazon basin of Brazil. Ambio 17, 49-55.
Maloney, B.K. 1985. Man's impact on the rainforests of West Malesia: the palynological record. J. Biogeogr. 12, 537-558.
Man'ko, J.I. 1987. Ayan spruce. Nauka, Leningrad, 280 p. (in Russian)
Marchant, M.R. and J.H. Borden 1976. Worldwide introduction and establishment of bark and timber beetles (Coleoptera: Scolytidae and Platypodidae). Simon Fraser Univ. Pest Manage. Pap. 6.

Margulis, L. and J.E. Lovelock 1989. Gaia and geognosy. In: Global ecology. Towards a science of the biosphere (M.R. Rambler, L.Margulis and R.Fester, eds.), 1-30. Academic Press, San Diego, 204 p.
Martin, P.S. and R.G. Klein (eds.) 1984. Quaternary extinctions. A prehistoric revolution. Univ. of Arizona Press, Tucson.
Martin, R.E. 1963. Thermal and other properties of bark related to fire injury of tree stems. Ph. D. Diss., Univ. Michigan, Ann. Arbor.
Martin, R.E. 1963. A basic approach to fire injury of tree stems. Proc. Ann. Tall Timbers Fire Ecol. Conf. 2, 151-162. Tall Timbers Research Station, Tallahassee, Florida, 192 p.
Martom, R.E. and R.G. Mitchell 1980. Possible, probable, potential and proben fire-insect interactions. In: Land-use Allocation: Process, People, Politics, Professionals. Proc. 1980 Conv. Soc. Am For.
Masson, H. 1948. La température du sol au cours d'un feu de brousse au Sénégal. Agron. Trop. 3, 174-179.
Mathre, D.E. 1964. Pathogenicity of *Ceratocystis ips* and *Ceratocystis minor* to *Pinus ponderosa*. Contr. Boyce Thompson Inst. 22, 363-388.
Matson, M. and J. Dozier 1981. Identification of subresolution high temperature sources using a thermal IR sensor. Photogramm. Eng. and Remote Sensing 47, 1311-1318.
Matson, M. and R.S. Schneider 1984. Fire detection using the NOAA-series satellite. NOAA Tech.Rep.NESDIS 7.
Matson, M., J. Robinson and G. Stephens 1987. Fire detection using data from NOAA-N satellites. Int. J. Remote Sensing 8, 961-970.
Matthews, E. 1985. Atlas of archived vegetation, land-use and seasonal albedo data sets. NASA Tech. Memorandum 86199.
McDonald, S.E. and S.L. Krugman 1986. Worldwide planting of southern pines. J. For. 84 (6), 21-24.
McKinley, T.W. 1957. The forests of free Viet-Nam. A preliminary study for organization, protection, policy and production. USOM, Saigon, 150 p.

Meadows, M.E. 1984. Late Quaternary vegetation history of the Nyika Plateau, Malawi. J. Biogeography 11, 209-222.

Mehra, M.S., U. Pathak and J.S. Singh 1985. Nutrient movement in litter fall and precipitation components for Central Himalayan forests. Ann. Bot. 55, 153-170.

Meier, G. 1992. Verjüngung von *Austrocedrus chilensis* auf einer Brandfläche in einem andino-patagonischen Bergwald bei El Bolson, Argentinien. Dipl. Arb. Forstzool. Inst. Univ. Freiburg (in Vorb.).

Meinecke, Th. 1927. Heidebrennen. Dtsch. Forstwirt 9, 601-602, 605-606.

Mellilo, J.M., C.A. Palm, R.A. Houghton, G.M. Woodwell and N. Myers 1985. A comparison of two recent estimates of disturbance in tropical forests. Environ. Conservation 12, 37-40.

Menaut, J.C. 1983. The vegetation of African savannas. In: Tropical savannas (F. Bourlière, ed.), 109-149. Elsevier Sci. Publ. Co., Amsterdam, 730 p.

Menaut, J.C. and J. César 1979. Structure and primary productivity of Lamto savannas (Ivory Coast). Ecology 60, 1197-1210.

Menaut, J.C. and J. César 1982. The structure and dynamics of a West African savanna. In: Ecology tropical savannas (B.J. Huntley and B.H. Walker, eds.), 80-100. Ecological Studies 42, Springer-Verlag, Berlin, 669 p.

Menaut, J.C., R. Barbault, P. Lavelle and M. Lepage 1985. African savannas: biological systems of humification and mineralization. In: International Savanna Symposium 1984 (J.C. Tothill and J.C. Mott, eds.), 14-33. Commonw. Agr. Bur., Canberra, 384 p.

Menaut, J.C., L.Abbadie and P.Vitousek 1992. Nutrient and organic matter dynamics in tropical ecosystems. In: Fire in the environment: Its ecological, climatic and atmospheric chemical importance (P.J.Crutzen and J.G. Goldammer, eds.). John Wiley & Sons, Chichester (in press).

Menghin, O. 1955. Väino Auer und die prähistorische Forschung in Fuegopatagonien. In: Wissenschaftliche Ergebnisse. Acta Geographica 14 (1), 1-14. Helsinki.

Miller, J.M. and Patterson, J.E. 1927. Preliminary studies on the relation of fire injury to bark-beetle attack in western yellow pine. J. Agr. Res. 34, 597-613.

Milligan, K. and B. Sule 1982. Natural forage resources and their dietary value. In: Nigerian Savanna (W.W. Sanford, H.M. Yefusu and J.S.O. Ayeni, eds.). 190-207. Kainji Lake Res. Inst., New Bussa.

Mirov, N.T. 1967. The genus Pinus. The Ronald Press. Co., New York, 602 p.

Mitscherlich, G., 1971. Wald, Wachstum und Umwelt. 2. Band: Waldklima und Wasserhaushalt. Verlag Sauerländer, Frankfurt, 365 p.

Miyagi, Y., H. Tagawa, E. Suzuki, N. Wirawan and N. Oka 1988. Phytosociological study on the vegetation of Kutai National Park, East Kalimantan, Indonesia. In: A research on the process of earlier recovery of tropical rain forest after a large scale fire in Kalimantan Timur, Indonesia (H.Tugawa und N.Wirawan eds.), 51-62. Kagoshima University, Research Center for the South Pacific, Occ.Pap.14, 136 p.

Mobley, H.E., R.S. Jackson, W.E. Balmer, W.E. Ruziska and W.A. Hough 1973. A guide for prescribed fire in southern forests. USDA For. Serv., Atlanta, Georgia, 40 p.

Mohnen, V.A., W. Goldstein and W.-C. Wang 1991. The conflict over global warming. The application of scientific research to policy choices. Global Env. Change 1, 109-123.

Montag, S. 1990. Brandrodungsformen zum Zwecke der landwirtschaftlichen Zwischennutzung in den Wäldern Europas. Dipl. Arb. Forstzool. Inst. Univ. Freiburg, 98 p.

Mooney, H.A., C. Field and C. Vasquez-Yanes 1984. Photosynthetic characteristics of wet tropical forest plants. In: Physiological ecology of plants of the wet tropics (H.A. Mooney et al., eds.), 113-118. Junk, The Hague.

Moore, A.W. 1960. The influence of annual burning on a soil in the derived savanna zone of Nigeria. Proc. 7th Int. Congr. Soil. Sci., Madison, Wisconsin, 1-36.

Morley, R.J. 1982. A paleoecological interpretation of a 10,000 year pollen record from Danau Padang, Central Sumatra, Indonesia.

Morrison, E.E. 1989. Guardian of the forest. A history of the Smokey Bear program. Morielle Press, Alexandria, Virginia, 132 p.

Mott, J.J., J. Williams, M.H. Andrew and A.N. Gillison 1985. Australian savanna ecosystems. In: Ecology and management of the world's savannas (J.C. Tothill and J.J. Mott, eds.), 56-82. Austr. Acad.

Sci., Canberra.
Moureaux, C. 1959. Fixation de gaz carbonique par le sol. Mém. Inst. Sci. Madagascar, D IX, 109-120.
Mühlenberg, M., A. Galat-Luong, P. Poilecot, B. Steinhauer-Burkard et I. Kühn 1990. L'importance des ilôts forestières de savanne humide pour la conservations de la faune de forêt dense en Côte d'Ivoire. Rev. Ecol. (Terre Vie) 45, 197-214.
Müller, K.M. 1929. Aufbau, Wuchs und Verjüngung südosteuropäischer Urwälder. Schaper, Hannover, 322 p.
Mueller-Dombois, D. 1981. Fire in tropical ecosystems. In: Fire regimes and ecosystem properties, Proc. (H.A. Mooney et al., coord.), 137-176. USDA For. Ser. Gen. Tech. Rep. WO-26, 594 p.
Mueller-Dombois, D. and J.G. Goldammer 1990. Fire in tropical ecosystems and global environmental change: an introduction. In: Fire in the tropical biota. Ecosystem processes and global challenges(J.G.Goldammer, ed.), 1-10. Ecological Studies 84, Springer-Verlag, Berlin-Heidelberg-New York, 497 p.
Muller, C.H., R.B. Hanawalt and J.K. McPherson 1968. Allelopathic control of herb growth in the fire cycle of California chaparral. Bull. Torr. Bot. Club 95, 225-231.
Muller, J. 1972. Palynological evidence for change in geomorphology, climate and vegetation in the Mio-Pliocene of Malesia. In: The Quaternary era in Malesia (P. Ashton and M. Ashton, eds.), Univ. of Hull, Dept. Geography.
Munro, N. 1966. The fire ecology of Caribbean pine in Nicaragua. In: Proc. Ann. Tall Timbers Fire Ecol. Conf. 5, 67-83. Tall Timbers Research Station, Tallahassee, Florida.
Musters, G.C. 1871. At home with the Patagonians. London.
Myers, N. 1980 a. Conversion of tropical moist forests. Committee on Research Priorities in Tropical Biology of the National Research Council. Nat. Acad. Sci., Washington, 205 p.
Myers, N. 1980 b. The present status and future prospects of tropical moist forests. Environ. Conservation 7 (2), 101-114.
Myers, N. 1989. Deforestation rates in tropical forests and their climatic implications. Friends of the Earth Report, London, 116 p.
Nalamphun, A., T. Santisuk and T. Smitinand 1974. The preliminary study on forest fire in dry deciduous forest a ASRCT Salcaerat Experiment Station. ASRCT Rep. 3, Bangkok, 29 p.
National Research Council 1987. Confronting natural disasters. An international decade for natural hazard reduction. National Academy Press, Washington, D.C., 60 p.
Newsome, J. 1988. Late Quaternary vegetational history of the central highlands of Sumatra. I. Present vegetation and modern pollen rain. J. Biogeogr. 15, 363-386.
Newsome, J. and J.R. Flenley 1988. Late Quaternary vegetational history of the central highlands of Sumatra. II. Palaeopalynology and vegetational history. J. Biogeogr. 15, 555-578.
NFPA 1987 a. Wildfire strikes home: The Report of the National Wildland/Urban Fire Protection Conference. National Fire Protection Association, Quincy, Massachussetts, 89 p.
NFPA 1987 b. Wildfire Strikes Home Newsletter. Vol. 1 (No. 1-5). National Fire Protection Association, Quincy, Massachussetts.
Nguyen, B.C., J.G. Goldammer, J.P. Putaud, B. Bonsang and N. Mihalopoulos 1992. Comparison between carbonyl sulfide emission from South East Asiatic and African biomass burning. Paper presented at Western Pacific Geophysics Meeting, 17-21 August 1992, Hongkong (in press).
Nicolas, G. and D. Sillans 1989. Immediate and latent effects of carbon dioxide on insects. Ann. Rev. Entomol. 34, 97-116.
Noor, M. 1985. An evaluation of natural regeneration of *Dipterocarpaceae* in a primary forest after fire in Bukit Soeharto, East Kalimantan. (In Indonesian). Unpubl. S1 Thesis, Forestry Faculty, Mulawarman University, Samarinda, 126 p.
Nye, P.H. and D.J. Greenland 1960. The soil under shifting cultivation. Tech. Comm. 51, Commonwealth Bur. Soils, Harpenden, U.K.
Nye, P.H. and D.J.Greenland 1964. Changes in the soil after clearing a tropical forest. Plant and Soil 21, 101-112.
Odum, E.P. 1969. The strategy of ecosystem development. Science 164, 262-270.
Oever, H. ten 1912. Die natürliche Verjüngung des Djati (*Tectona grandis*). Ein Beitrag zur tropischen Forstwirtschaft. J. Schweizer Verlag, München und Berlin, 157 p.
Oguntala, A.B. 1980. The effects of fire on aspects of nitrogen cycling in Olokemeji Forest Reserve, Nigeria. In: Nitrogen cycling (T. Rosswall, ed.), 317-323. Roy. Swed. Acad. Sci., Stockholm.

Oldeman, R.A.A. 1989. Dynamics in tropical rain forests. In: Tropical forests. Botanical dynamics, speciation and diversity (C.B.Holm-Nielsen, I.C.Nielsen and H.Balslev, eds.), 3-21. Academic Press, London, 380 p.

Olson, J.S. 1963. Energy storage and the balance of producers and decomposers in ecological systems. Ecology 44, 322-332.

Olson, J.S. 1981. Carbon balance in relation to fire regimes. In: Fire regimes and ecosystem properties (H.A. Mooney et al., coord.), 327-378. USDA For. Serv. Gen. Tech. Rep. WO-26, 594 p.

Ortloff, W. 1992. Holzanatomische Untersuchungen zur Rekonstruktion der Feuergeschichte eines Bestandes von *Pinus ponderosa* Laws. in den Santa Rita Mountains, Arizona. Dipl. Arb. Forstzool. Inst. Univ. Freiburg, 67 p. + App.

Orville, R.E. and R.W. Henderson 1986. Global distribution of midnight lightning: September 1977 to August 1978. Monthly Weather Rev. 114, 2640-2653.

Osmaston, A.E. 1914. Fire protection in Chir forest. Ind. For. 40, 386-391.

Osmaston, A.E. 1920. Observations on some effects of fires and on lightning-struck trees in the Chir forests of the North Garhwal Division. Indian Forester 56, 125-131.

Osmaston, F.C. 1935. The effect of burning on the rate of growth of medium quality Sal coppice. Ind. For. 61, 311-313.

Owen-Smith, N. 1987. Pleistocene extinctions. The pivotal role of megaherbivores. Paleobiology 13, 351-362.

Owen-Smith, N. 1989. Megafaunal extinctions: the conservation message from 11,000 years B.P. Conservation Biology 3, 405-412.

Pastor, J. and W.M. Post 1988. Response of northern forests to CO_2-induced climate change. Nature 334, 55-58.

Pellew, R.A.P. 1983. The impacts of elephant, giraffe and fire upon the *Acacia tortilis* woodlands of the Serengeti. Afr. J. Ecol. 21, 41-74.

Peñafiel, S.R. 1980. Early post-fire effects in a *Themeda* grassland. MS Thesis, Univ. Philippines, Los Baños College, Laguna.

Peñafiel, S.R. 1982. Forest fire costs and losses in the Upper Agno River Basin over a four year period. Philippine Lumbermann 28 (2), 20-21.

Peñaloza, R.L. Sabarzo and M. Hervé, 1983. Desarollo de la investigación applicada al uso multiple del recurso suelo, mediante sistemas silvopastorales en el sur de Chile. Univ. Austral de Chile, Fac. Ciencias Forestales, Valdivia, 33 p. (mimeo).

Percival, N.S., M.F. Hawke, D.I. Bond, R.L. Knowles and A.R. Koehler 1982. Forest farming research at Tikitere. New Zealand Forest Service and Ministry of Agriculture and Fischeries Handbook, Rotorua, 18 p.

Pereira, M.C. 1988. Detecçâo, monitoramento e análise de alguns efeitos ambientais de queimadas na Amazonia através da utilizaçâo de imagens dos satélites NOAA e Landsat, e dados de aeronave. MSc Diss. The Brazilian Space Research Inst. INPE-4503-TDL/326, 268p.

Peters, W.J. and L.F. Neuenschwander 1985. Slash and burn: Farming in the Third World forest. University of Idaho Press. Moscow, Idaho, 111 p.

Peterson, J.T. and C.E. Junge 1971. Sources of particulate matter in the atmosphere. In: Man's impact on the climate (W.H. Matthews, W.W. Kellogg and G.D. Robinson, eds.), 310-320. MIT Press, Cambridge, MA.

Phares, R.E. and J.S. Crosby 1962. Basal sprouting of fire-injured Shortleaf pine trees. J. For. 60, 204-205.

Philander, S.G.H: 1983 a. El Niño Southern Oscillation phenomena. Nature 302, 295-301.

Philander, S.G.H. 1983 b. Anomalous El Niño of 1982-83. Nature 305, 16.

Phillips, J. 1930. Fire: its influence on biotic communities and physical factors in South and East Africa. South Africa J. Sci. 27, 352-367.

Phillips, J. 1965. Fire as master and servant: its influence in the bioclimatic regions of Trans-Saharan Africa. Proc. Tall Timbers Fire Ecol. Conf. 4, 7-109. Tallahassee, Florida.

Phillips, J. 1968 a. The influence of fire in Trans-Saharan Africa. In: Conservation of vegetation south of the Sahara (I. and O. Hedberg, eds.). Acta Phytogeogr. Suecia 54, 13-70. Uppsala.

Phillips, J. 1974. Effects of fire in forest and savanna ecosystems of sub-Saharan Africa. In: Fire and ecosystems (T.T. Kozlowski and C.E. Ahlgren, eds.), 435-481. Academic Press, New York.

Pianka, E.R. 1978. Evolutionary ecolgy. Harper and Row, New York.

Pickett, S.T.A. and P.S. White 1985. The ecology of natural disturbance and patch dynamics. Academic Press, New York.
Popov, L.V. 1982. Jüznotazuye lesa Srednej Sibiri (Forests of the southern taiga of central Siberia) (in Russian). Izd-vo Irkutskogo Universitäta, Irkutsk.
Potter, G.L., H.W. Ellsaesser, M.C. MacCracken and F.M. Luther 1975. Possible climate effects of tropical deforestation. Nature 258, 697-698.
Poulsen, G. 1982. The nonwood products of African forests. Unasylva 34 (137), 15-21.
Prance, G.T. 1982. Forest refuges: Evidence from woody angiosperms. In: Biological diversification in the tropics (G.T. Prance, ed.), 137-157. Columbia University Press, New York.
Prasad, V.N. 1957. Forest fire in Palaman District. Ind. For. 83, 54-55.
Price, J.G. 1984. Land surface temperature measurements from the split window channels of the NOAA-7 AVHRR. J. Geophys. Res. 89 (D 5), 7231-7237.
Pring, N.G. and A. Bakhsh 1940. Fire protection in high hill forests. Ind. For. 56, 70-79, 135-146.
Pyne, S.J. 1982. Fire in America. A cultural history of wildland and rural fire. Princeton Univ. Press, New Jersey, 654p.
Pyne, S.J. 1984. Introduction to wildland fire management in the United States. John Wiley and Sons, New York, 455p.
Pyne, S.J. 1989. The summer we let wild fire loose. Natural History, August 1989, 45-49.
Pyne, S.J. 1990. Fire conservancy: The origins of wildland fire protection in British India, America and Australia. In: Fire in the tropical biota. Ecosystem processes and global challenges (J.G. Goldammer, ed.), 319-336. Ecological Studies 84, Springer-Verlag, Berlin-Heidelberg-New York, 497 p.
Pyne, S.J. 1991. Burning bush. A fire history of Australia. Henry Holt and Company, New York, 520 p.
Quiun, W.H., D.O. Zopf, K.S. Short and R.T.W. Kuo Yang 1978. Historical trends and statistics of the Southern Oscillation, El Niño, and Indonesian droughts. Fish. Bull. 76, 663-678.
Ramage, C.S. 1986. El Niño. Spektrum der Wissenschaft, Heft 8, 92-100.
Rananathan, V., R.J. Cicerone, H.B. Singh and J.T. Kiehl 1985. Trace gas trends and their potential role in climate change. J. Geophys. Res. 90, 5547-5566.
Rasmusson, E.M. and T.H. Carpenter 1982. Variations in tropical sea surface temperature and surface wind fields associated with Southern Oscillation/El Niño. Mon. Wea. Rev. 110, 354-384.
Rasmusson, E.M. and J.M. Wallace 1983. Meteorological aspects of the El Niño-Southern Oscillation. Science 222, 1195-1202.
Rawat, A.S. 1949. Results of controlled burning in the Sal plantations of Bengal. Ind. For. 75, 69-86.
Recke, 1928. Naturverjüngung der Kiefer durch Brandkultur. Dtsch. Forstwirt 10, 652-653.
Reese, J.B., F.R. Mohr, R.E. Dean and Th. Klabunde 1976. Teton wilderness fire management plan. Bridger-Teton National Forest, Jackson, Wyoming, 51 p. + App.

Remmert, H. (ed.) 1991. The mosaic-cycle concept of ecosystems. Ecological Studies 85, Springer-Verlag, Berlin-Heidelberg-New York, 168 p.
Rempe, A. und G. Rodewald 1985. Brandlehre. Dt. Gemeindeverlag. Stuttgart.
Rensburg, H.J. van 1972. Fire: its effects on grasslands including swamps. - Southern, Central and Eastern Africa. Proc. Ann. Tall Timbers Fire Ecol. Conf. 11, 175-199. Tallahassee, Florida.
Revilla, A.V., J.A. Canonizado and M.C. Gregorio 1987. Forest Resources Management Report. For. Res. Mgmt. Task Force, Resource Policy Group, DENR, Manila.
Ritsema van Eck, C.R.S. 1920. Nota betreffende de bescherming der in stand to houden wildhoutbosschen im het gebergte tegen boschbranden inzonderheit door boschtechnische maatregeln. (Note concerning the protection of mountain forests against forest fires, especially by technical measures.) Tectona 13, 336-351.
Richards, P.W. 1976. The tropical rain forest. Cambridge Univ. Press, 5th ed., 450 p.
Rind, D., R. Goldberg, J. Hansen, C. Rosenzweig and R. Ruedy. Potential evapotranspiration and the likelihood of future drought. J. Geophys. Res. 95 (D 7), 9983-10004.
Riswan, S. 1976. Penelitan suksesi hutan tanah rendak tropika di Gunung Kapur, Lempake, Samarinda [Succession study on lowland tropical forest at Gunung Kapur, Lempake, Samarinda], Frontir, Universitas Murlawarman 6, 25-27.
Riswan, S. 1982. Ecological studies on primary, secondary and experimentally cleared mixed dipterocarp forest and kerangas forest in East Kalimantan, Indonesia. Ph. D. Diss. Univ.

Aberdeen.
Riswan, S. and R. Yusuf 1986. Effects of forest fires on trees in the lowland dipterocarp forest of East Kalimantan, Indonesia. In: Forest Regeneration in Southeast Asia, 155-163. BIOTROP Spec. Publ. 25. SEAMEO-BIOTROP, Bogor, Indonesia, 227 p.
Riswan, S. and K. Kartawinata 1989. Regeneration after disturbance in a lowland mixed dipterocarp forest in East Kalimantan, Indonesia. Ekologi Indonesia 1, 9-28.
Riswan, S. and R. Abdulhadi 1992. Succession after disturbance of lowland mixed dipterocarp forest by shifting agriculture in East Kalimantan. In: Tropical forests in transition. Ecology of natural and anthropogenic disturbance processes (J.G.Goldammer, ed.), 77-84. Birkhäuser-Verlag, Basel-Boston, 270 p.
Rodger, A. 1943. Handbook of forest products of Burma. Rangoon.
Rodgers, A.D. 1968. Bernard Eduard Fernow: A story of North American forestry. Hafner, New York.
Rodger, H. 1907. The effects of fire in teak forests. Ind. For. 33, 17-19.
Roswall, T. 1981. The biogeochemical nitrogen cycle. In: Some perspectives of the major biogeochemical cycles (G.E. Likens, ed.), 25-50. SCOPE 17, J. Wiley & Sons, Chichester, England.
Rothkugerl, M. 1916. Los bosques patagónicos. Buenos Aires.
Royal Forest Department Thailand 1988. Forest fire control in Thailand. Bangkok, 14 p.
Ruthenberg, H. 1980. Farming systems in the tropics. Clarendon Press, Oxford.
Saigal, R. 1990. Modern forest fire control: the Indian experience. Unasylva 41 (162), 21-27.
Sajise, P.E. and V.T. Codera 1980. Effects of fire on grassland vegetation. Upland Hydroecology Program. Ann. Rep. Univ. Philippines, Los Banos College, Laguna.
Salati, E. 1987. The forest and hydrological cycle. In: The geophysiology of Amazonia (R.E. Dickinson, ed.), 273-296. John Wiley, New York, 526 p.
Salati, E., J. Marques and L.C.B. Molion 1978. Origem e distribuçâo das chuvas na Amazônia. Interciencia 3 (4), Caracas, Venezuela.
Salati, E. and P.B. Vose 1983. Depletion of tropical rain forests. Ambio 12, 67-71.
Saldarriaga, J.G. and D.C. West 1986. Holocene fires in the northern Amazon basin. Quat. Res. 26, 358-366.
Salisbury, H. 1989. The Great Black Dragon Fire. A Chinese inferno. Little, Brown and Company. Boston, 180 p.
Salo, J., R. Kalliola, I. Häkkinen, Y. Mäkinen, P. Niemelä, M. Puhakka and P.D. Coley 1986. River dynamics and the diversity of the Amazonian lowland forest. Nature 322, 254-258.
Salo, J. 1987. Pleistocene forest refuges in the Amazon: evaluation of the biostratigraphical, lithostratigraphical and geomorphological data. Ann. Zool. Fennici, 24, 203-211.
Sanford, R.L., J. Saldarriaga, K.E. Clark, C. Uhl and R. Herrera 1985. Amazon rain-forest fires. Science 227, 53-55.
San José, J.J. and E. Medina 1975. Effects of fire on organic matter production and water balance in a tropical savanna. In: Tropical ecological systems (F.B. Golley and E. Medina, eds.), 251-264. Springer-Verlag, Berlin-New York.
Sargent, C. 1985. The forests of Bhutan. Ambio 14 (2), 75-80.
Sarmiento, G. 1983. The savannas of tropical America. In: Tropical savannas (F. Bourlière, ed.), 245-288. Elsevier Sci. Publ. Co., Amsterdam, 730 p.
Savage, J.M., C.R. Goldman, D.P. Janos, A.E. Lugo, P.H. Raven, P.A. Sanchez and H.G. Wells 1982. Ecological aspects of development in the humid tropics. National Academy Press, Washington, D.C.
Schäfer, H., H. Krieger and H. Bossel 1992. Process-oriented models for simulation of growth dynamics of tropical natural and plantation forests. In: Tropical forests in transition. Ecology of natural and anthropogenic disturbance processes (J.G. Goldammer, ed.), 191-224. Birkhäuser-Verlag, Basel-Boston.
Schenk, C.A. 1955. The Biltmore story. Recollections of the beginning of forestry in the United States. Am. For. Hist. Found., Minnesota. Hist. Soc., St. Paul, 224 p.
Schlesinger, W.H. and J.M. Melack 1981. Transport of organic carbon in the world's rivers. Tellus 33, 172-187.
Schlich, W. 1922. Schlich's manual of forestry. Vol. I. Forest policy in the British Empire. 4th Ed., London.

Schmidt, U. 1975. Molecular hydrogen in the atmosphere. Tellus 27, 93.
Schmidt-Vogt, H. 1977. Die Fichte. Vol. I. Paul Parey, Hamburg-Berlin, 647 p.
Schmidt-Vogt, D. 1990. Fire in high altitude forests of the Nepal Himalaya. In: Fire in ecosystem dynamics. Mediterranean and northern perspectives (J.G. Goldammer and M.J. Jenkins, eds.), 191-199. SPB Academic Publ., The Hague, 199 p.
Schmutzenhofer, H. 1988. Borkenkäfer-Massenvermehrungen im Ost-Himalaya. Ursachen und Auswirkungen. Öster. Forst Z. Nr. 99 (1), 13-14.
Schönherr, J. und H.J. Pedrosa-Macedo 1981. Scolytoidae in den Aufforstungen Brasiliens. Z. angew. Ent. 92, 48-61.
Scholander, P.F., H.T. Hammel, E.D. Bradstreet and E.H. Hemmingson 1965. Sap pressure in vascular plants. Science 148, 339-346.
Scholl, D.G. 1975. Soil wettability and fire in Arizona chaparral. Soil Sci. Soc. Am. Proc. 39, 356-361.
Schowalter, T.D., R.N. Coulson and D.A. Crossley 1981. Role of southern pine beetle and fire in maintenance of structure and function of the southeastern coniferous forest. Environ. Entomol. 10, 821-825.
Schubart, H.D.R. 1982. Fundamentos ecologicos para o manejo florestal na Amazônia. Anais do congresso nacional sobre essencias nativas. Rev. Inst. Florestal, Vol 16 A, Sáo Paulo.
Schüle, W. 1990. Landscapes and climate in prehistory: Interaction of wildlife, man and fire. In: Fire in the tropical biota. Ecosystem processes and global challenges (J.G. Goldammer, ed.), 271-318. Ecological Studies 84, Springer-Verlag, Berlin-Heidelberg-New York, 497p.
Schüle, W. 1991. Vegetation, megaherbivores, man and climate in the Quaternary and the genesis of closed rain forests. In: Tropical forests in transition. Ecology of natural and anthropogenic disturbance processes (J.G.Goldammer, ed.), 45-76. Birkhäuser-Verlag, Basel-Boston, 270 p.
Schweinfurth, U. 1957. Die horizontale und vertikale Verbreitung der Vegetation im Himalaya. Bonner Geogr. Abh. 20, Dümmlers-Verlag, Bonn, 372 p.
Schweinfurth, U. 1988. *Pinus* in Southeast Asia. Beitr. Biol. Pflanzen 63, 253-269.
Seavoy, R.E. 1975. The origin of tropical grasslands in Kalimantan, Indonesia. J. Trop. Ecol. 40, 48-52.
Sedjo, R.A. 1990. The global carbon cycle: Are forests the missing sink? J. For. 88, 33-34.
Seibert, B. 1988. Forest fires in East Kalimantan 1982-83 and 1987: The press coverage. Fac. For. Univ. Mulawarman, Samarinda, East Kalimantan (mimeo).
Seibert, P. 1979. Die Vegetationskarte des Gebietes von El Bolsón, Provinz Rio Negro, und ihre Anwendung in der Landnutzungsplanung. Bonner Geogr. Abh., Heft 62.
Seiler, W. and P.J. Crutzen 1980. Estimates of gross and net fluxes of carbon between the biosphere and the atmosphere and the atmosphere from biomass burning. Climatic Change 2, 207-247.
Seopardi, G. 1980. Alang-alang (*Imperata cylindrica* (L.) Beauv.) and soil fertility. Biotrop Spec. Publ. 5, 57-69. Bogor, Indonesia.
Sertsu, S.M. and P.A. Sanchez 1978. Effects of heating on some changes in soil properties in relation to an Ethiopian land management practice. Soil Sci. Soc. Am. J. 42, 940-944.
Setzer, A.W. and M.C. Pereira 1991. Amazonia biomass burnings in 1987 and an estimate of their tropospheric emissions. Ambio 20, 19-22.
Shands, W.E. and J.S. Hoffman (eds.) 1987. The greenhouse effect, climate change and U.S. Forests. The Conservation Foundation, Washington, 304 p.
Shebbeare, E.O. 1928. Fire protection and fire control in India. Third British Empire Forestry Conference, 1928. Green, Govern. Print. Canberra, p. 1-6.
Shirley, G.S. 1926. Fire protection in plantations. Ind. For. 52, 317-321.
Shostakovitch, V.B. 1925. Forest conflagration in Siberia. With special reference to the fire of 1915. J. For. 23, 365-371.
Simpson, B.B. 1982. The refuge theory (a review). Science 217, 526-596.
Simpson, B.B. and J. Haffer 1978. Speciation patterns in the Amazonian forest biota. Ann. Rev. Ecol. Syst. 9, 497-518.
Singh. B. 1924. Fire protection in Sal forests. Ind. For. 50, 410-414.
Singh, J.S., Rawat, Y.S. and Chaturverdi, O.P. 1984. Replacement of oak forest with pine in the Himalaya affects the nitrogen cycle. Nature 311, 54-56.
Singh, J.S. and Singh, S.P. 1984. An integrated study of eastern Kumaun Himalaya, with emphasis on natural resources. Vol. 1 Studies with regional perspectives. Final Report (HCS/DST/187/76). Kumaun University, Nainital.

Singh, J.S., Yang Hanxi and P.E. Sajise 1985. Structural and functional aspects of Indian and Southeast Asian savanna ecosystems. In: International Savanna Symposium 1984 (J.C. Tothill and J.C. Mott, eds.), 34-51. Commonw. Agr. Bur., Canberra, 384 p.

Singh, J.S. and Singh, S.P. 1987. Forest vegetation of the Himalaya. Bot. Rev. 53, 80-192.

Singh, R.S., S.C. Srivastava, A.S. Raghubanshi, J.S. Singh and S.P. Singh 1991. Microbial C, N and P in dry tropical savanna: effects of burning and grazing. J. Appl. Ecol. 28, 869-878.

Skovlin, J.M. 1972. The influence of fire on important range grasses of East Africa. Proc. Ann. Tall Timbers Fire Ecol. Conf. 11, 201-217, Tallahassee, Florida.

Smith, T.M., J.B. Smith and H.H. Shugart 1992. Modeling the response of terrestrial vegetation to climate change in the tropics. In: Tropical forests in transition. Ecology of natural and anthropogenic disturbance processes (J.G. Goldammer, ed.), 253-268. Birkhäuser-Verlag, Basel-Boston, 270 p.

Smythies, E.A. 1911. Some aspects of fire protection in Chir forests (*Pinus longifolia*). Ind. For. 37, 53-62.

Soares, R.V. 1990. Fire in some tropical and subtropical South American vegetation types: an overview. In: Fire in the tropical biota. Ecosystem processes and global challenges (J.G.Goldammer, ed.), 63-81. Ecological Studies 84. Springer-Verlag, Berlin-Heidelberg-New York, 497 p.

Soares, R.V. 1992. Forest fires in Brazilian industrial plantations and protected public lands. (Submitted to Int. J. Wildland Fire Sci.).

Soepardi, G. 1980. Alang-alang (*Imperata cylindrica* (L.) Beauv.) and soil fertility. BIOTROP Spec. Publ. 5, 57-69. Bogor, Indonesia.

Sommer, A. 1976. Attempt at an assessment of the world's tropical moist forests. Unasylva 28 (112-113), 5-24.

Spaan, W.J. 1912. Natuurlijke voorplanting der djatiboschen. (Natural regeneration of teak forests.) Tectona 5, 571-576, 811-817 (in Dutch).

Spencer, J.E. 1965. Shifting cultivation in Southeast Asia. University of California Press, Berkeley.

Srivastava, P.C. 1985. Work plan for the modern forest fire control, Uttar Pradesh (1985-1989), Haldwani, 203 p.

Stark, N. and M. Spratt 1977. Root biomass and nutrient storage in rain forest oxisols near San Carlos de Rio Negro. Tropical Ecology 18, 1-9.

Stein, N. 1978. Coniferen im westlichen malayischen Archipel. Biogeographica XI, Junk, The Hague.

Steinlin, H.J. 1979. Die Holzproduktion der Welt. Ökologische, soziale und ökonomische Aspekte. Schweiz. Z. Forstw. 130, 109-131.

Steinlin, H.J. 1982. Monitoring the world's tropical moist forests. Unasylva 34 (137), 2-18.

Stöhr, G., D. Baggio and J. Faber 1982. Poda verde em *Pinus taeda*? Fundaçâo de Pesquisas Florestais do Paraná, Curitiba.

Stokes, M.A. and J.H. Dieterich (tech. coord.) 1980. Proceedings of the fire history workshop, October 20-24, 1980, Tucson, Arizona. USDA For. Serv. Gen. Tech. Rep. RM-81, 142 p.

Stone, E.L. and M.H. Stone, 1954. Root collar sprouts in pine. J. For. 52, 487-491.

Stott, P.A. 1986. The spatial pattern of dry season fires in the savanna forests of Thailand. J. Biogeogr. 13, 345-358.

Stott, P.A. 1988 a. Savanna forest and seasonal fire in South East Asia. Plants Today 1, 196-200.

Stott, P.A. 1988 b. The forest as phoenix: towards a biography of fire in mainland South East Asia. Geogr. J. 154, 337-350.

Stott, P.A., J.G. Goldammer and W. Werner 1990. The role of fire in the tropical lowland deciduous forest of Asia. In: Fire in the tropical biota. Ecosystem processes and global challenges (J.G. Goldammer, ed.), 32-44. Ecological Studies 84, Springer-Verlag, Berlin-Heidelberg-New York., 497 p.

Street-Perrott, F.A., D.S.Marchand, N.Roberts and S.P.Harrison 1989. Global lake-level variations from 18,000 to 0 years ago: A paleoclimatic analysis. US Department of Energy, DOE/ER/60303-H1, TRO46. Washington, D.C., 213 p.

Suess, E. 1975. Die Entstehung der Alpen. Wilhelm Braumüller, Wien.

Sukwong, S., P. Dhamanitayakul and S. Pongumphai 1975. Phenology and seasonal growth of dry dipterocarp forest tree species. The Kasetsart J. 9, 105-113.

Sukwong, S. and P. Dhamanitayakul 1977. Some effects of fire on dry dipterocarp community. Proc. Symp. Management of Forest Production in Southeast Asia, Bangkok, April 19-22, p. 380-390.

Suyono, H. 1984. Kerusakan tegakan hutan akitbat kebakaran pada hutan pendidikan Universitas Mulawarman die Lempake, Samarinda [Damage of a forest stand caused by fire in the educational forest of Mulawarman University in Lempake, Samarinda]. Unpubl. S 1 Thesis, Forestry Faculty. Mulawarman University, Samarinda. 59 p.

Swank, W.T., N.B. Goebel and J.D. Helvey 1972. Interception loss in Loblolly pine stands of the South Carolina Piedmont. J. Soil and Water Conservation 27, 160-164.

Swart, F. 1939. Begroening en reboisatie van het Wilisgebergte in de afdeeling Kediri. (Vegetation and reafforestation of the Wilis Mountains in the Kediri region.) Tectona 32, 469-508.

Swetnan, T.W. and J.L. Betancourt 1990. Fire-Southern Oscillation relations in the Southwestern United States. Science 249, 1017-1020.

Tagawa, H., E. Suzuki, N. Wirawan, Y. Miyagi, N.P. Oka 1988. Change of vegetation in Kutai National Park, East Kalimantan. In: A research on the process of earlier recovery of tropical rain forest after a large scale fire in Kalimantan Timur, Indonesia (H. Tagawa and N. Wirawan, eds.), 12-50. Kagoshima University, Research Center for the South Pacific, Occ. Pap. 14, 136 p.

Tagawa, H. and N. Wirawan (eds.) 1988. A research on the process of earlier recovery of tropical rain forest after a large scale fire in Kalimantan Timur, Indonesia. Kagoshima University, Research Center for the South Pacific, Occ. Pap. 14, 136 p.

Talbot, L.B. 1989. Man's role in managing the global environment. In: Changing the global environment (D.B.Botkin, M.F.Caswell, J.E.Estes and A.A. Orio, eds.), 17-33. Academic Press, San Diego, 459p.

Tall Timber Fire Ecology Conferences 1962-1976. Edited by Tall Timber Res. Sta., Tallahassee, Florida.

Tall Timbers Research Station (ed.) 1972. Fire in Africa. Proc.Ann. Tall Timbers Fire Ecol. Conf. 11, Tallahassee, Florida, 516 p.

Tans, P.P., I.Y. Fung and T. Takahashi 1990. Observational constraints on the global atmospheric CO_2 budget. Science 247, 1431-1438.

Teusan, S. 1992. Kartierung der brennbaren Bodenvegetation als Grundlage für Feuerschutzmaßnahmen. Projet Pilote de Développement Forestier du Massif de Collo/Algérie. GTZ P.N. 85.2011.601.200. GTZ, Eschborn.

Thoning, K.W., P.P. Tans and W.D. Komhyr 1984. Atmospheric carbon dioxide at Mauna Loa Observatory. 2. Analysis of the NOAA GMCC Data, 1974-1985. J. Geophys. Res. 94, 8549-8565.

Timmer, P. 1911. Boschbrandbescherming in de houtvesterij Noord-Kradenan (Protection against forest fires in the North Kradenan forest district). Tectona 4, 702-727 (in Dutch)

Tjitrosemito, S. 1986. The use of herbicides as an aid for reforestation in *Imperata* grassland. BIOTROP Spec. Publ. 25, 201-211. Bogor, Indonesia.

Topping, J.C. 1989. Coping with climate change. Proceedings of the Second North American Conference on Preparing for Climate Change: A Cooperative Approach. The Climate Institute, Washington, D.C., 696 p.

Tothill, J.G. and J.C. Mott (eds.) 1985. International Savanna Symposium 1984. Commonw. Agr. Bur., Canberra, 384 p.

Trapnell, C.G., M.T. Friend, G.T. Chamberlain and H.F. Birch 1976. The effect of fire and termites on a Zambian woodland soil. J. Ecol. 64, 577-588.

Troensegaard, J. 1989. FAO's program on forest fire protection: A review of activities for the period 1970-989. Mimeo, FAO, Rome, 18 p.

Trollope, W.S.W. 1974. The role of fire in preventing bush encroachment in the Eastern Cape. Proc. Grassland Soc. South. Africa 9, 67-72.

Troup, A.J. 1965. The Southern Oscillation. Q.J.R. Meteoral. Soc. 91, 490-506.

Troup, R.S. 1916. *Pinus longifolia* Roxb.; a sylvicultural study. Indian Forest Memoirs, Sylviculture Ser. Vol.1,Part 1.

Troup, R.S. 1921. The silviculture of Indian trees. Vol. I-III.

Turman, B.N. and B.C. Edgar 1982. Global lightning distributions at dawn and dusk. J. Geophys. Res. 87, 1191-1206.

Turco, R.P., O.B. Toon, R.C. Whitten, J.B. Pollack and P. Hamill 1983. The global cycle of particulate elemental carbon: A theoretical assessment. In: Precipitation scavenging, dry deposition and resuspension (H.R. Pruppacher, R.G. Semonin and W.G.N. Slinn, eds.), 1337-1351. Elsevier, New York.

Uhl, C. and Clark, K. 1983. Seed ecology of selected Amazon Basin successional species. Bot. Gazette 144, 419-425.

Uhl, C. and C.F. Jordan 1984. Vegetation and nutrient dynamics during the first five years of succession following forest cutting and burning in the Rio Negro region of Amazonia. Ecology 65, 1476-1490.

Uhl, C., J.B. Kauffmann and D.L. Cummings 1988. Fire in the Venezuelan Amazon 2: Environmental conditions necessary for forest fires in the evergreen rainforest of Venezuela. Oikos 53, 176-184.

Uhl, C., and J.B. Kauffman 1990. Deforestation effects on fire susceptibility and the potential response of tree species to fire in the rain forest of the eastern Amazon. Ecology 71, 437-449.

UNESCO 1979. Tropical grazing land ecosystems. A state of the knowledge report No. 16. UNESCO/UNEP/FAO, Paris.

US Federal Register 1988. Recommendations of the Fire Management Policy Review Team. Fed.Reg.Vol.53, No.244, Part III, Dept.of Agriculture / Dept. of the Interior. 20 December 1988, p. 51196-51205

USDA Forest Service 1977. Consequences of fire and fuel management in mediterranean ecosystems. Proceedings of the symposium, 1-5 August 1977, Palo Alto, California (H.A.Mooney amd C.E.Conrad, tech. coord.). USDA For.Ser.Gen.Tech.Rep. WO-3, Washington, D.C., 498 p.

USDA Forest Service 1978. Effects of fire on soil. A state-of-knowledge report. USDA For. Serv. Gen. Tech. Rep. WO-7, 34 p.

USDA Forest Service 1980. Forestry activities and deforestation problem in developing countries - USDA Forest Service, Forest Products Laboraties. PASA No. AG/TAB-1080-10-78. 115 p. + App.

USDA Forest Service 1981. Fire regimes and ecosystem properties (H.A.Mooney et al., coord.). Proceedings of the conference, 11-15 December 1978, Honolulu, Hawaii. USDA For.Serv.Gen.Tech.Rep. WO-26, 594 p.

USDA Forest Service 1985. Proceedings - Symposium and Workshop on Wilderness Fires (Missoula, Montana, Nov. 15-18, 1983). USDA For. Serv. Gen. Tech. Rep. INT-182, 434p.

USDA Forest Service 1986. Proceedings - National Wilderness Research Conference: Current Research. USDA For. Serv. Gen. Tech. Rep. INT-212, 553 p.

USDA Forest Service 1988a. Protecting people and homes from wildfire in the Interior West. Proceedings of a symposium held in Missoula, Montana, 6-8 Oct. 1987. USDA For. Serv. Gen. Tech. Rep. INT-251, 213 p.

USDA Forest Service 1988b. International disaster assistance. A report of the Disaster Assistance Support Program. USDA For. Serv. O.I.D., USAID and D.F.D.A., Washington, D.C., 14 p. (mimeo).

USDA Forest Service 1990. International Wildland Fire Conference: The People, the Land, the Resources. Proceedings of the conference, held in Boston, Massachusetts, 23-26 July 1989. USDA For. Serv., Washington, D.C., 95 p.

Valentine, J.F. 1990. Grazing management. Academic Press, New York.

van der Hammen, T. 1974. The Pleistocene change of vegetation and climate in tropcial South America. J. Biogeogr. 1, 3-26.

van der Hammen, T. 1983. The paleoecology and paleogeography of savannas. In: Tropical savannas (F. Bourlière, ed.), 19-35. Elsevier Sci. Publ. Co., Amsterdam, 730 p.

van Miegroet 1979. On forest stability. Sylva gandavensis. Nr. 46, 29 p.

van Wilgen , B.W., C.S. Everson and W.S.W. Trollope 1990. Fire management in Southern Africa: Some examples of current objectives, practices, and problems. In: Fire in the tropical biota. Ecosystem processes and global challenges (J.G. Goldammer, ed.), 179-215. Ecological Studies 84, Springer-Verlag, Berlin-Heidelberg-New York, 497 p.

Vareschi, V. 1962. La quema como factor ecologico en los Llanos. Bol. Soc. Venez. Cienc. Nat. 23, 9-26.

Veblen, T.T. and D.H. Ashton 1978. Catastrophic influences on the vegetation of the Valdivian Andes, Chile. Vegetatio 36, 149-167.

Veblen, T.T. and D.C. Lorenz 1987. Post-fire stand development of *Austrocedrus-Nothofagus* forests in northern Patagonia. Vegetatio 71, 113-126.

Venator, C.R. 1977. Formation of root storage organs and sprouts in *Pinus oocarpa* seedlings. Turrialba

27, 41-46.
Verma, S.K. 1972. Observations sur l'écologie des forêts d'*Anogeissus pendula* Edgew. Bois et Forêts des Tropiques No. 144.
Vesey-Fitzgerald, D. 1972. Fire and animal impact on vegetation in Tanzania National Parks. Proc. Ann. Tall Timbers Fire Ecol. Conf. 11, 297-317. Tallahassee, Florida.
Villecourt, P., W. Schmidt and J. César 1979. The chemical composition of the herbaceous layer of the Lamto savannah (Ivory Coast). Rev. Ecol. Biol. Sol. 16, 9-15.
Viro, P.J. 1974. Effects of fire on soil. In: Fire and ecosystems (T.T. Kozlowski and C.E. Ahlgren, eds.), 7-45, Academic Press, New York, 542 p.
Viro, P.J. 1978. Brandwirtschaft im Waldbau. Freiburger Waldsch. Abh. 1 (1), 99-106.
Vitale, L. 1990. Umwelt in Lateinamerika - Die Geschichte einer Zerstörung. ISP-Verlag, Frankfurt.
Vité, J.P. 1957. Zur Kenntnis der westamerikanischen Lärche *Larix occidentalis* Nuttal. Forstwiss. Cbl. 76, 277-294.
Vité, J.P. 1961. The influence of water supply on oleoresin exudation pressure and resistance to bark beetle attack in *Pinus ponderosa*. Contr. Boyce Thompson Inst. 21, 37-66.
Vité, J.P. 1981. Zur Problematik des Waldschutzes: Aufgaben der forstlichen Forschung in der Sicherung des Kiefernanbaues. Fo.- u. Holzw. 36, 325-327.
Vité, J.P. and D.L. Wood 1961. A study on the applicability of the measurement of oleoresin exudation pressure in determining susceptibility of second growth ponderosa pine to bark beetle infestation. Contr. Boyce Thompson Inst. 21, 67-78.
Vité, J.P. und J.G. Goldammer 1977. Verwendung des kontrollierten Feuers in Waldbau und Forstschutz. Allg. Forst Z. 32, 368-369.
Vitousek, P.M. 1991. Trace gas exchanges in agricultural ecosystems. Paper presented at the 10th Int. Symp. on Environmental Biogeochemistry, San Francisco, California, 19-23 August 1991.
Vlug, H. and J.H. Borden 1973. Soil Acari and Collembola populations affected by logging and slash burning in coastal British Columbia coniferous forests. Environ. Entomol. 2, 1016-1023.
Vogl, R.J. 1969. The role of fire in the evolution of the Hawaiian flora and vegetation. Proc. Ann. Tall Timbers Fire Ecol. Conf. 9, 5-60.
Wade, D., J. Ewel and R. Hofstetter 1980. Fire in South Florida ecosystems. USDA For. Serv. Gen. Tech. Rep. SE-17, Asheville, 125 p.
Wade, D.D. 1983. Fire management in the Slash pine ecosystem. In: The managed Slash pine ecosystem, Symp. Proc., 203-227, 290-294. Univ. Florida, Sch. Nat. Res., Gainesville.
Wade, D.D. and J.D. Lansford 1989. A guide for prescribed fire in southern forests. USDA For. Serv., Southern Region Tech. Publ. R8-TP11, 56 p.
Wadsworth, F.H. and G. H. Englerth 1959. Effects of the 1956 hurricane on forest in Puerto Rico. Caribb. For. 20, 38-51.
Waide, R.B. and A.E. Lugo 1992. A research perspective on disturbance and recovery of a tropical montane forest. In: Tropical forests in transition. Ecology of natural and anthropogenic disturbance processes (J.G. Goldammer, ed.), 173-190. Birkhäuder-Verlag, Basel-Boston.
Wakimoto, R.H. 1990. National fire management policy. The interagency review team report. J. For. 88 (10), 22-26.
Walker, H.C. 1908. Fire-protection in Burma. Ind. For. 34, 339-349.
Walker, H.S. 1910. Fire conservancy in Indian forests. Ind. For. 36, 356-360.
Walstad, J.D., S.R. Radosevich and D.V. Sandberg (eds.) 1990. Natural and prescribed fire in Pacific Northwest forests. Oregon State University Press, Corvallis, 336 p.
Walter, H. und S.-W. Breckle 1984. Ökologie der Erde, Bd. II. Spezielle Ökologie der tropischen und subtropischen Zonen. Fischer, Stuttgart, 461 p.
Walter, H., E. Harnickel und D. Müller-Dombois 1975. Klimadiagramm-Karten der einzelnen Kontinente und ökologische Klimagliederung der Erde. Gustav Fischer, Stuttgart.
Walter, H. 1977. Vegetationszonen und Klima. Ulmer, Stuttgart, 309 p.
Wang, C.W. 1961. The forest of China with a survey of grassland and desert vegetation. Maria Moors Cabot Tound. Publ. 5, Harvard Univ., Cambridge, 313 p.
Washington, W.M. and C.L. Parkinson 1986. An introduction to three dimensional climate modeling. University Science Books, Mill Valley, California, 422 p.
Watters, R.F. 1971. Shifting Cultivation in Latin America. FAO For. Dev. Pap. 17, Rome.
Watters, R.F. 1960. The nature of shifting cultivation. Pacific Viewpoint 1, 59-99.

Weaver, P.L. 1989. Forest changes after Hurricanes in Puerto Rico's Luquillo Mountains. Intercientia 14, 181-192.
Wedekind, G.W. 1847. Ueber die landwirthschaftliche Zwischennutzung. Allg. Forst- u. Jagdztg. 13, 88-92.
Weidelt, H.J. and V.S. Banaag 1982. Aspects of management and silviculture of Philippine dipterocarp forests. Schriftenreihe der Dt. Gesellschaft für Technische Zusammenarbeit, No. 132, Eschborn. 302 p.
Wein, R.W. 1983. Fire behaviour and ecological effects in organic terrain. In: The role of fire in northern circumpolar ecosystems (R.W. Wein and D.A. MacLean, eds.), 81-95. John Wiley, Chichester, New York, 322 p.
Weinland, G. 1983. Unveröffentlichter interner Bericht der Deutschen Gesellschaft für Technische Zusammenarbeit (GTZ).
Weiss, K.F. 1990. Abschätzung der jährlichen Biomasseverbrennung und Kohlenstoffemissionen aus Wald- und Savannenbränden in den Tropen und Subtropen. Dipl. Arb. Forstzool. Inst. Univ. Freiburg, 88p.
Wells, C.G. et al. 1979. Effects of fire on soil. A state-of-knowledge review. USDA For. Serv. Gen. Tech. Rep. WO-7, 34 p.
West, O. 1972. Fire, man and wildlife as interacting factors limiting the development of climax vegetation in Rhodesia. Proc. Ann. Tall Timbers Fire Ecol. Conf. 11, 121-145. Tallahassee, Florida.
Westveld, R.H. 1949. Applied silviculture in the U.S. New York, 2nd ed.
Wharton, C.H. 1966. Fire and wild cattle in North Cambodia. Proc. Ann. Tall Timbers Fire Ecol. Conf. 5, 23-65.
White, R.E. and D. Grossman 1972. The effect of prolonged seasonal burning on soil fertility under *Trachypogon*-other species grassland at Frankenwald. S. Afr. J. Sci. 68, 234-239.
Whitmore, T.C. 1962 a. Studies in systematic bark morphology. I. Bark morphology in Dipterocarpaceae. New Phytol. 61, 191-207.
Whitmore, T.C. 1962 b. Studies in systematic bark morphology. II. General features of bark construction in Dipterocarpaceae. New Phytol. 61, 208-220.
Whitmore, T.C. 1962 c. Why do trees have different sorts of bark? New Sci. 16, 330-331.
Whitmore, T.C. 1962 d. Bark morphology as an aid to forest recognition and taxonomy in Dipterocarpaceae. Flora Melanesia Bull. 18, 1017-1019.
Whitmore, T.C. 1963. Studies in systematic bark morphology. III. Bark taxonomy in Dipterocarpaceae. Gdns. Gull. Singapore 19, 321-371.
Whitmore, T.C. 1975. Tropical rain forests of the Far East. Clarendon Press, Oxford, 282 p.
Whitmore, T.C. 1984. Gap size and species richness in tropical rain forests. Biotropica 16, 239.
Whittaker, R.H. 1977. Evolution of species diversity in land communities. Evolutionary Biology 10, 1-67.
Wickman, B.E. 1964. Freshly scorched pines attract large numbers of *Arhopalus asperatus* adults. Pan-Pac. Entomol. 40.
Wilcoxson, K.H. 1966. Chains of fire - the story of volcanoes. Chilton books, Philadelphia, 235 p.
Williams, E.R. 1985. Large-scale charge separation in thunderclouds. J. Geophys. Res. 90, 6013-6025.
Windhorst, H.W. 1974. Das Ertragspotential der Wälder der Erde. Beih. Geogr. Z. 39, 1-25. Steiner-Verlag, Wiesbaden.
Wirawan, N. 1983. Progress in the management of protected areas in Kalimantan and consequences of recent forest fires. WWF Rep.
Wirawan, N. and Hadiyono 1983. Survey to the eastern part of the proposed Kutai National Park, June 17-27 (mimeo).
Wong, C.S. 1978a. Atmospheric input of carbon dioxide from burning wood. Science 200, 197-200.
Wong, C.S. 1978b. Carbon dioxide - a global environmental problem into the future. Marine Pollution Bull. 9, 257-264.
Woods, P. 1987. Drought and fire in tropical forests in Sabah. An analysis of rainfall pattern and some ecological effects. In: Proc. Third Round Table Conf. on Dipterocarps, Samarinda, East Kalimantan, 16-20 April 1985 (A. Kostermans, ed.), 367-387. UNESCO, Regional Office Service for Science and Technology for Southeast Asia, Djakarta, Indonesia, 657 p.
Woodwell, G.M., J.E. Hobbie, R.A. Houghton, B.J. Petersen and G.R. Shaver 1983. Global deforestation: contribution to atmospheric carbon dioxide. Science 222, 1081-1086.
World Meteorological Organization 1956. World distribution of thunderstorm days. Part 2: Tables of

Marine Data and World maps. WMO/OMM-No. 21.
World Meteorological Organization 1982. Wildland fires particularly in tropical regions (A.B. Oguntala, Rapporteur). Comm. Agr. Met., WMO Rep. 10, 39p.
World Meteorological Organization 1985. Atmospheric Ozone, Global Ozone Research and Monotoring Project, Report No. 16. WMO, Geneva.
Wright, H.A. and A.W. Bailey 1982. Fire ecology. United States and Southern Canada. John Wiley and Sons, New York, 501 p.
Wuerthner, G., 1988. Yellowstone and the fires of change. Haggis House Publ., Salt Lake City, 64 p.
Yahya, A. 1984. The effect of the forest fire on a primary forest with different slopes on the physical and chemical properties of soils at PT. ITCI Kenangan [in Indonesian]. Unpubl. S 1 Thesis, Forestry Faculty, Mulawarman University, Samarinda
Yamaguchi, H., A. Nobuchi, E.D. de Guzman and R.E. dela Crutz 1979. The biology of *Ips calligraphus* (Germar) (Coleoptera) and its role in the deterioration of Bengeut pine (*Pinus kesiya* Royle ex Gordon). The Pterocarpus, Phil. Sci, J. For. 5 (2), 1-16.
Zengh, H., Z. Zhou and X.Y. Di 1988. The behaviour and effects of forest fires during May 1987. 10th Ann. Symp. IUFRO Working Party S 1.05-12 (in press).
Zinke, P.J., A.G. Stangenberger, W.M. Post, W.R. Emanuel and J.S. Olson 1984. Worldwide organic soil carbon and nitrogen data. Oak Ridge Nat. Lab. Env. Sci. Div. Publ. 2212. US Dep. Energy.
Zinke, P.J., S. Sabhasri and P. Kunstadter 1978. Soil fertility aspects of the Lua forest fallow system of shifting cultivation. In: Farmers in the forest: economic development and marpinal agriculture in Northern Thailand (P. Kunstadter, E.C. Chapman, S. Sabhasri, eds.), 160-184. The University Press of Hawaii, Honolulu.
Zorn, T. 1991. Methodische Aspekte der Jahrringanalyse an Stammscheiben feuergeschädigter Bäume. Dipl.Arb. Waldbau Inst. Univ. Freiburg, 60 p. + App.